

Tartu Ülikool  
Loodus- ja täppisteaduste valdkond  
Ökoloogia ja maateaduste instituut  
Geograafia osakond

Magistritöö keskkonnatehnoloogias (30 EAP)

**NITRIFIKATSIOONI INHIBIITORI DMPP MÕJU TALIRAPSI (*BRASSICA  
NAPUS L.*) SAAGIKUSELE NING PÕLLU LÄMMASTIKUBILANSILE**

Hanna Vahter

Juhendajad: PhD Kaido Soosaar

MSc Jordi Escuer Gatiús

PhD Kuno Kasak

Kaitsmisele lubatud:

Juhendajad:

Osakonna juhataja:

Tartu 2019

## **Nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP mõju talirapsi (*Brassica Napus L.*) saagikusele ning põllu lämmastikubilansile**

Maailma põllumajandussektori kanda on suur vastutus, kuna suureneva rahvaarvuga kasvab üha enam vajadus toidu järgi. Taimedele on peamine toiteelement lämmastik, mida viiakse mulda juurde mineraal- ja orgaaniliste väetistega, ent suurenenud väetiste kasutus on ohuks keskkonnale, mistõttu tuleb toidu tootmine muuta võimalikult efektiivseks ning jätkusuutlikuks. Lämmastiku efektiivsuse suurendamiseks on lämmastikubilansi koostamine üks võimalik tööriist, millega saab kindlaks teha lämmastiku sisend- ja väljundvood ning võtta kokku kogu keeruline põllumajanduslik lämmastikuringe. Lisaks on suurenenud toitainete voogude vähendamiseks põllumajandusmaalt ühe võimalusena kasutusele võetud nitrifikatsiooni inhibiitorid, mis vähendavad orgaaniliste väetiste kasutamisel lämmastikuühendite lendumist ja ärakannet ning seeläbi ka lisaväetiste kasutamise mahtu. Raplamaal Kehtnas asuval põllumaal, mis jagati katse- ja kontrollalaks, viidi läbi uuring põllu lämmastikubilansi ning nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP mõju uurimiseks. Katsealale viidi vedelsõnnik koos DMPP-ga ja kontrollalale ainult vedelsõnnik, mõlemale alale külvati talirapsi hübriidsorti DK Sequoia. Uuringu põhjal oli nii katse- kui ka kontrollalal lämmastikubilanss puudujäägis, seda peamiselt seemnesaagi koristamise tõttu. Potentsiaalne seemnesaak oli aladel ühesugune, ka lämmastikku viidi aladelt saagiga ühepalju välja. DMPP-l ei olnud usaldusväärset mõju N<sub>2</sub>O lendumisele põllult, kuid vastavalt oodatule oli üldlämmastiku leostumine katsealalt usaldusväärset väiksem kui kontrollalalt, seega DMPP vähendas leostumise kahjulikku keskkonnamõju.

Märksõnad: dilämmastikoksiid, DMPP, hajureostus, lämmastikubilanss, taliraps

CERCS: T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

## **Effect of nitrification inhibitor DMPP to winter rapeseed (*Brassica Napus L.*) yield and field nitrogen balance**

The world agricultural sector bears a great responsibility, as with the growing population increases the demand for food. The main nutrient for plants is nitrogen, which is added to the soil with mineral and organic fertilizers, however, the increased use of fertilizers is a threat to the environment. Therefore, food should be as efficient and sustainable as possible. In order to increase the efficiency of nitrogen, the calculation of nitrogen balance is one of the possible tools for identifying the nitrogen input and output flows and concluding the complex agricultural nitrogen cycle. In order to reduce increased nutrient flows from agricultural land,

nitrification inhibitors have been used as one possible option for reducing the flows of nitrogen compounds when using organic fertilizers, and thus, for reducing the use of additional fertilizers. To investigate the effect of field nitrogen balance and nitrification inhibitor DMPP, a study was carried out in an agricultural field, divided into a test and control area, in Kehtna, Rapla County. Liquid manure with DMPP was transferred to the test area and only liquid manure was added to the control area, with DK Sequoia, a hybrid variety of winter rape sown in both areas. The study showed that both the test and control areas were in nitrogen deficit, mainly due to seed harvesting. The potential seed yield was similar in both areas, and nitrogen was transferred from the areas to the seed yield. DMPP had no reliable effect on the N<sub>2</sub>O fluxes from the field, but as expected, the leaching of total nitrogen from the test area was reliably lower than in the control area, and DMPP thus reduced the adverse environmental impact of leaching.

Keywords: agricultural diffuse pollution, DMPP, nitrogen balance, nitrogen dioxide, winter rapeseed

CERCS: T270 Environmental technology, pollution control

# Sisukord

<b>Sissejuhatus.....</b>	<b>6</b>
<b>1. Teoreetiline ülevaade.....</b>	<b>8</b>
1.1. Talirapsi olulisus .....	8
1.2. Talirapsi kasvatamine ning agrotehnoloogia.....	9
1.3. Orgaaniline lämmastikväetis .....	10
1.4. Lämmastikuringe põllumajanduses .....	10
1.4.1. Lämmastikukadude negatiivne keskkonnamõju põllumajandusmaalt .....	12
1.4.2. Nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon .....	14
1.5. Lämmastikubilanss .....	16
1.6. Efektivsem lämmastikväetiste kasutus.....	17
<b>2. Materjal ja metoodika.....</b>	<b>19</b>
2.1. Uuritav ala .....	19
2.2. Sõnniku, mullavee ja mulla keemilised ning füüsikalised parameetrid .....	20
2.3. N <sub>2</sub> O vood.....	22
2.4. Biomassi hindamine .....	22
2.5. Arvutused ning statistiline andmetöötlus .....	26
<b>3. Tulemused ja arutelu.....</b>	<b>27</b>
3.1. Meteoroloogilised parameetrid .....	27
3.2. Muld .....	28
3.3. Väetamine.....	31
3.4. Akumuleerunud biomass ja selles sisaldunud lämmastik .....	32
3.4.1. Maapealne biomass .....	34
3.4.2. Maa-alune biomass.....	37
3.5. Lämmastiku gaasilised vood .....	39

3.6. Leostumine .....	42
3.7. Lämmastikubilanss .....	43
<b>4. Järeldused.....</b>	<b>46</b>
<b>Kokkuvõte .....</b>	<b>48</b>
<b>Effect of nitrification inhibitor DMPP to winter rapeseed (<i>Brassica Napus L.</i>) yield and field nitrogen balance .....</b>	<b>50</b>
<b>Tänuavaldused.....</b>	<b>52</b>
<b>Kasutatud materjalid .....</b>	<b>53</b>
<b>Lisa 1.....</b>	<b>62</b>
<b>Lisa 2.....</b>	<b>63</b>
<b>Lisa 3.....</b>	<b>64</b>

## Sissejuhatus

Maailma põllumajandussektor seisab käesoleval hetkel silmitsi väljakutsega, kus ühel pool on üha suurenev nõudlus toidu järgi ning teisel pool vajadus samal ajal säilitada keskkonda ka tulevastele põlvkondadele. Suurenenud nõudlus põllumajandussaaduste järgi sai alguse 20. sajandil, mil koos rahvaarvu kasvuga intensiivistus ka põllumajandus (Lotman & Kasak, 2017). Käesolevaks aastaks on inimeste arv Maal tõusnud 7,1 miljardini (Worldometer, 2019) ning aastaks 2050 võib see tõusta 9,7 miljardini, mis seejärel peaks pidurduma (United Nations, 2017). Rahvastiku kasvuga suureneb nõudlus põllumajandussaaduste järgi veelgi, mis põhjustab põllumajandussektori osakaalu tõusu ning negatiivset mõju keskkonnale.

Limiteeritud toitainete sisaldus mullas põhjustab ka mulla viljakuse langust, selle stabiilsena hoidmiseks või parandamiseks on oluline teada, kui palju aastaga mullas toitaineid väheneb (Kärblane et al., 2002). Taimedele on üks olulisemaid toiteelemente lämmastik, mida nii mineraal- kui ka orgaaniliste väetistega mulda juurde viiakse. Viimastel on palju suurem kasulik mõju mulla füüsikalis-keemilistele ja bioloogilistele omadustele (Roy et al., 2006), kuna orgaaniline aine parandab mulla huumusevarusid ning suurendab mineraalväetiste efektiivsust, seejuures vähendades muutusi mullas ja toitainete väljauhtumist (Lauringson et al., 2009). Mineraal- ja orgaaniliste väetiste kasutamise planeerimisel on vaja arvestada mitmete teguritega: asukohakindlad näitajad koos mulla toiteelementide sisaldusega, kasvatatava kultuuri nõudlus ning soovitud saagikus ja selle kvaliteet, väetise maksumus, saagi hind (Astover, 2019). Intensiivse põllumajandusliku tootmise juures, kus toitainete kaod võivad põhjustada negatiivset mõju keskkonnale, on jätkusuutlikkuse oluliseks indikaatoriks võimalikult suletud aineringe ning toiteainete efektiivne kasutus (Astover, 2007). Seejuures järjest olulisemaks on tõusnud vajadus vähendada lämmastik- ja fosforväetiste kasutamise mahtu, kuna ebaotstarbekal kasutamisel põhjustab nende liigne kontsentratsioon pinnaveekogude eutrofeerumist ehk ületoitumist ning põhjavee saastumist ja selle joogikõlbatuks muutumist. Lisaks sellele, et põllult ära kantavad taimetoitained mõjutavad negatiivselt veekogusid (Talpsep et al., 2011), on neil oluline mõju ka kasvuhoonegaaside (KHG) lendumisele, millest olulisemad on süsinikdioksiid ( $\text{CO}_2$ ), metaan ja diämmastikoksiid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (IPCC, 2013).

Lämmastiku sisend- ja väljundvoogude laiemalt mõistmine annab võimaluse optimaalse väetamise kinnitamiseks ning põllumajandussaaduse hindamiseks. Lämmastikubilansi

koostamine on üks võimalik tööriist, millega saab võtta kokku kogu keerulise põllumajandusliku lämmastikuringe (Audun & Ragnar, 2000), mis arvutatakse lämmastiku sisend- ja väljundvoogude vahena, kus positiivne tulemus iseloomustab lämmastiku omandamist ning negatiivne tulemus kadu põllumajandus-süsteemist (Sainju, 2017).

Lisaks on suurenenud toitainete voogude vähendamiseks põllumajandusmaalt ühe võimalusena kasutusele võetud nitrifikatsiooni inhibiitorid, mis vähendavad orgaaniliste väetiste kasutamisel lämmastikuühendite lendumist ja leostumist ning seeläbi ka lisaväetiste kasutamise mahtu (Zerulla et al., 2001). Nitrifikatsiooni inhibiitorite eesmärgiks on nitrifikatsiooni esimest etappi teatud ajani edasi lükata ehk stabiliseerida ammoonium ( $\text{NH}_4^+$ ), et see ei konverteeruks kohe edasi nitraadiks ( $\text{NO}_3^-$ ) (Florio et al., 2014).

Käesoleva magistritöö uurimisobjektiks on Raplamaal Kehtnas asuv põllumaa, mis on jagatud katse- ja kontrollalaks. 2016/2017 hooajal viidi väetisena katsealale vedelsõnnikut koos nitrifikatsiooni inhibiitoriga DMPP (3,4-dimetüül-1H-pürasoolfosfaat) ja kontrollalale ainult vedelsõnnikut, mõlemale alale külvati talirapsi hübriidsorti DK Sequoia. Töö eesmärgiks on: 1) koostada talirapsi põllu lämmastikubilanss katse- ja kontrollalal; 2) analüüsida nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP mõju lämmastiku leostumisele ja  $\text{N}_2\text{O}$  lendumisele vedelsõnnikuga väetatud põllumajandusmaal ning hinnata millisel hulgal vabanes keskkonda kahjulikke lämmastikuühendeid; 3) nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP võimalikku mõju talirapsi saagikusele.

Töös võrreldakse mõlema uurimisala talirapsi biomassi ning koostatakse mõlema uurimisala kohta lämmastikubilansid. Nii katse- kui ka kontrollalal mõõdetakse  $\text{N}_2\text{O}$  voogusid, üldlämmastiku ( $\text{N}\%$ ) ja -süsiniku ( $\text{C}\%$ ) sisaldust, nitraatlämmastiku ( $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ) ja ammooniumlämmastiku ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ) kontsentratsiooni mullas ja mulla drenaaživees, analüüsitakse talirapsi maapealse ja maa-aluse osa biomasse ning  $\text{N}\%$  ja  $\text{C}\%$  neis.

Töö tulemused võimaldavad anda esialgse hinnangu: 1) uurimisalade lämmastikubilanssidele, kas lämmastikusisaldus uurimisladel oli peale saagikoristust üle- või puudujäägis; 2) millised olid toitainete sisend- ja väljundvood, millisel hulgal vabanes keskkonda kahjulikke lämmastikuühendeid ning kas DMPP avaldas neile mõju; 3) nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP võimalikust mõjust talirapsi saagikusele.

# 1. Teoreetiline ülevaade

Taliraps on sinakasrohelistele siledale lehtedega õlitaim, mis kuulub kapsasrohu perekonda (*Brassica*). Rapsi päritolu on teadmata, kuid arvatakse, et see on tekkinud rüpsi ja kapsa spontaansel ristumisel Vahemeremaades, kus mõlema vanemtaime liike leidub (Kole, 2007). Noor rapsitaim meenutab väliselt kaalikataime, varsumisperioodil on lehed varre keskmises osas ja sellest kõrgemal teravaservalised ning õitsemisel jäävad avatud õied avanemata õiepungadest alati allapoole. Rapsi mustad kuni tumepruunid seemned valmivad kõtrades, mis paiknevad taimel peaaegu horisontaalselt (Kaarli, 2003; Noormets et al., 2007).

## 1.1. Talirapsi olulisus

Rapsi laiem kasvatamine sai alguse 19. sajandil õlipressimistöökodade arenguga (Ilumäe, 2013). Rapsi hinnatakse eelkõige selle kõrge õlisisaldusega seemnete (40-45%) ning õli tootmise kõrvalprodukti kõrge proteiini sisaldusega rapsikoogi (30-35%) järgi, mida kasutatakse loomasöödana (Tunctürk & Vahdettin, 2007; Öztürk, 2010; Bouchet et al., 2016a). Samuti hinnatakse talirapsi selle väga hea kvaliteedi ning paiknemise järgi külvikorras (Kaarli, 2003; Ghassemi-Golezani et al., 2010). Kuna rapsiõli on vastupidav kõrgetele temperatuuridele ning on hüdrofoobne, siis on seda laialdaselt kasutatud ka ühe komponendina määrdeainetes, samuti metallurgias, naha-, tekstiili- ja parfümeeriatööstuses. 20. sajandi lõpus toimus rapsi sordiaretuses kiire areng ning seeläbi on eruukahappevabade sortide loomisega viimase 30 aasta jooksul saanud rapsiõlist täisväärtuslik igapäevane toiduaine. Enne sordiaretust kasutati rapsiõli toiduks ainult kriisiaegadel, kuna suures koguses eruukahappe võib põhjustada südame kahjustusi (Kaarli, 2003; Ilumäe, 2013).

Lisaks toiduainetööstusele ning üldtehnilisele otstarbele on raps üha olulisem energeetikas, kus sellest toodetakse tänu märkimisväärsele tehnoloogia arengule biodiislikütust ehk rasvhapete metüülestrite segu (Kask, 2013; Dworakowska et al., 2019). Rapsiõli tootmise kõrvalsaadusena valmistatakse õlikoogist ja põhust kõrge kütteväärtusega ( $7 \text{ kWh kg}^{-1}$ ) rapsipelletideid, mida kasutatakse kütusena küttekatlates põletamisel (Noormets et al., 2007). ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni (*The Food and Agriculture Organization of the United Nations*, lüh FAO) 2018. aasta andmetel on ülemaailmses õlikultuuride toodangus raps sojaoa järel teisel kohal. Rapsi tootmises on maailmas esirinnas Kanada ning Euroopa Liit. Hinnanguliselt oli



2017/18 hooajal rapsi kogutoodang rekordilised 75,6 miljonit tonni, mis ületab maailmaturu nõudlust rapsi järgi, mille on tinginud järjest süvenev energiakriis (FAO, 2018a). Kuna enamik õlitaimi eelistab suhteliselt sooja kliimat, siis Põhja-Euroopa mitmekesise kliima tõttu on siin kõige otstarbekam kasvatada talirapsi, mille eripäraks, nagu kõikide talivormide puhul, on kasvutsükliks vernalisatsioon ehk õitsemise reguleerimine temperatuuriga. Rapsi talivormid erinevad bioloogiliselt suvivormidest ning talirapsil on suurem saagivõime, kuna kasvuaeg on pikem, kogumass suurem, juurestik tugevam ning seeme jämedam (Kaarli, 2003).

## **1.2. Talirapsi kasvatamine ning agrotehnoloogia**

Taliraps vajab taliteraviljadest pikemat sügisest kasvuperioodi, mistõttu on parim külviaeg augusti esimene pool ning seda on sobilik kasvatada külvikorras, kus taime optimaalne kasvatamine samal põllul on 4-6 aasta tagant, kuna raps on tundlik erinevate haigustekitajate ning kahjurite suhtes (Kaarli, 2003). Samas avaldab talirapsi kasvatamine positiivset mõju järelkultuuri suurema vegetatiivse biomassi ning toitainete ülejäägi tõttu (Ilumäe, 2013). Taliraps valmib augustis ning on heaks eelviljaks just taliteraviljadele, mis on suurema saagivõimega kui suviteraviljad, omades positiivset mõju taimetoitainete ratsionaalsemal kasutamisel ning nende leostumise vähendamisel (Kramberger et al., 2009). Sügisel külvatud taimed asuvad koheselt talirapsist mulda jäänud taimetoitained kasutama ning nii vähendatakse nende võimalikku väljaleostumist (Kaarli, 2003). Põhjamaistes tingimustes võivad vahekultuuride kasvatamisel lämmastiku kaod leostumise tõttu väheneda kuni 50% (Valkama et al., 2012).

Talirapsi peetakse madala lämmastiku tarbimise tõhususega taimeks, mis on peamine agronoomiline ning füsioloogiline näitaja iseloomustamaks taimede lämmastiku kättesaadavuse aktiivsust ning suhet taime terasaagi ja mullast kättesaadava lämmastiku vahel (Moll et al., 1982). Lääne-Euroopas on rapsi ca 3,0-3,5 t ha<sup>-1</sup> saagikuse jaoks vajalik mulla suur lämmastiku sisaldus (ca 150-250 kg N ha<sup>-1</sup>), seega on rapsi tootmine eelkõige sõltuv just juurde antavast lämmastiku sisendist (Kole, 2007; Öztürk, 2010; Bouchet et al., 2016b). Jätkusuutlikuks rapsi kasvatamiseks on oluline vähendada lämmastiku sisendeid väetiste näol, kuid samal ajal säilitada ning suurendada saagikust. See on saavutatav läbi lämmastiku tõhusa kasutamise, millele aitab kaasa lämmastikubilansi ehk lämmastiku sisendite ja väljundite vahe kindlaks tegemine (Kärblane et al., 2002; Bouchet et al., 2016b).

### 1.3. Orgaaniline lämmastikväetis

Põllumajanduses juurde antavad toitained pärinevad nii tööstuslikest mineraalväetistest kui orgaanilistest väetistest. Optimaalne orgaaniliste väetiste kasutamine aitab suurendada mineraalväetiste efektiivsust ning vähendada muutusi mullas ja toitainete väljauhtumist (Körschens et al., 2013). Orgaanilistel väetistel on palju suurem kasulik mõju mulla füüsikalise-keemilistele ja bioloogilistele omadustele (Roy et al., 2006). Mullaviljakus sõltub väga palju just orgaaniliste väetiste kasutamisest ning seda mitte ainult mahe- vaid ka tavaviljeluse korral, kuna orgaaniline aine parandab mulla huumusevarusid, aktiveerib mikroorganismide elutegevust ning rikastab mulda taimetoiteelementidega (Lauringson et al., 2009).

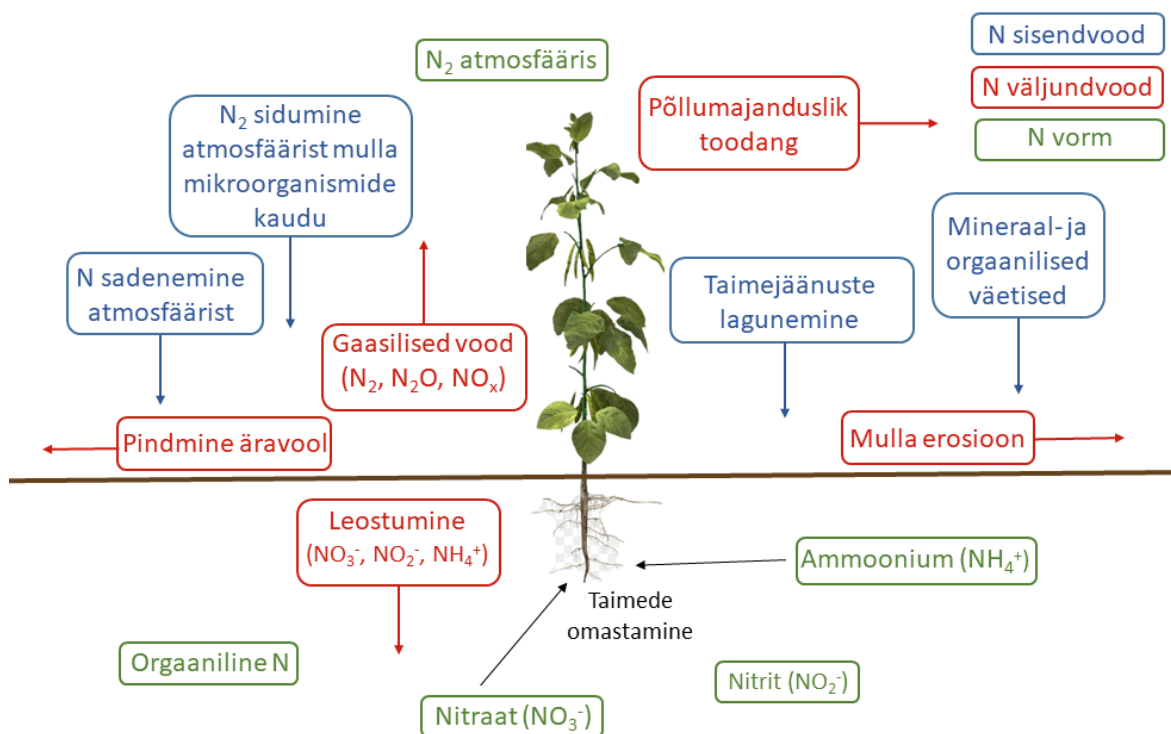
Vedelsõnnik on hinnatud orgaaniline väetis, mis sisaldab lisaks taimedele oluliste toiteelemente veel ka vett ja mineraliseerumata orgaanilist ainet, kuid nende kogus on küllaltki varieeruv, see sõltub loomadele antavast söödast ning sõnniku käitlemise tehnoloogiast. Eelkõige on vedelsõnnik oluline kõrge lämmastiksisalduse tõttu, mis esineb sõnnikus nii orgaanilise kui ka mineraalse lämmastikuna (Mikkelsen & Hartz, 2008). Viimane on taimedele kohe omastatav, kuid orgaaniline lämmastik peab enne mineraliseeruma, mis võib aega võtta mitu kuud kuni aasta (Viiralt et al., 2009). Kogu üldlämmastiku (Nüld) sisaldusest on vedelsõnniku puhul kergesti omastatava lämmastiku  $\text{NH}_4^+$ -N protsent 40-60% (Bogun & Jõgeva, 2005). Vedelsõnniku ebaõigisel kasutamisel võib sellega keskkonda sattuda suures koguses lämmastiku- ja fosfori ühendeid, mis põhjustavad pinnaveekogude eutrofeerumist ning põhjavee saastumist (Viiralt et al., 2009). Eestis on seetõttu vedelsõnniku laotamine lubatud vaid perioodil 20. märts kuni 1. november ning keelatud ka juhul, kui maapind on kaetud lumega, külmunud, üleujutatud või veega küllastunud (Veeseadus, 2019). Lämmastiku kaod sõnnikust on suured selle vees lahustumise (peamiselt  $\text{NO}_3^-$ -na) ning lendumise ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$ ) tõttu (Bogun & Jõgeva, 2005). Vedelsõnniku kõrge väetusväärtuse hoidmiseks tuleb vähendada  $\text{NH}_3$  lendumist vedelsõnnikust, nii väheneb ka oht keskkonna saastumisele ning mineraalväetiste kasutus (Kai et al., 2008).

### 1.4. Lämmastikuringe põllumajanduses

Molekulaarne lämmastik ( $\text{N}_2$ ) moodustab atmosfäärist 78%, mistõttu leidub seda biosfääris palju (Sanderson, 2019). Pedosfääris ehk maakera muldkattes esineb lämmastik neljas põhvormis: orgaanilise ainenä (nt taimne materjal, seemed, huumus), mulla mikro- ja makroorganismides,  $\text{NH}_4^+$ -na savimineraalide ja orgaanilise aine küljes ning mineraalse

lämmastikuna mulla lahuses (sh  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  ning nitriti ( $\text{NO}_2^-$ ) vormis) (Bingham ja Cotrufo, 2016; Padilla et al., 2018). Koos veega on taime elutsüklis lämmastik väga oluline element, sellest rohkem leidub neis vaid hapnikku, süsinikku ja vesinikku (Stein & Klotz, 2016). Lämmastik on struktuurne komponent kõikides proteiinides (Burghate & Ingole, 2013), kaasa arvatud fotosünteesis, kasvus ja arengus osalevates ensüümides ning oluline koostisosa nukleiinhapetes ja klorofüllis (Padilla et al., 2018). Taimedele on otseselt kättesaadav mineraalne lämmastik, mis on peamiselt  $\text{NO}_3^-$  või ka  $\text{NH}_4^+$  vormis, viimase muundavad mullamikroobid aga kiirelt  $\text{NO}_3^-$ -ks (Beeckman et al., 2018; Padilla et al., 2018).  $\text{NH}_4^+$  on taimedel võimalik koheselt kasutada glutamiini ning teiste oluliste aminohapete sünteesimiseks (Xu et al., 2012). Enne omastamist tuleb  $\text{NO}_3^-$  tuleb kõigepealt taimes muundada  $\text{NH}_4^+$ -ks. Lisaks on  $\text{NH}_4^+$  viimine mulda taimekasvuks palju tõhusam, kuna see tõstab oluliste põllukultuuriparameetrite, sh klorofüll, tärklise, monosahhariidide ning aminohapete taset taimes (Beeckman et al., 2018). Eelkõige stimuleerib see juurte hargnemist, suurendades nii toitainete omastamiseks vajalikku juure pinda. Teisalt  $\text{NO}_3^-$  muudab aga tõhusamaks külgmiste juurte pikenemist, et omastada toitaineid ka kaugemalt. Seetõttu on oluline, et mullas oleks lämmastik nii  $\text{NH}_4^+$  kui  $\text{NO}_3^-$  vormis (Xu et al., 2012; Beeckman et al., 2018).

Lämmastiku sisendvood põllumajanduses on lämmastiku sadenemine atmosfäärist (vihm, lumi ning kuiv sadenemine),  $\text{N}_2$  sidumine mulla mikroorganismide kaudu (sümbiontne ja mitte-sümbiontne), mineraal- ja orgaaniliste väetiste kasutamine (sõnnik, kompost, reoveesetted), ning taimejäänused (mulda jäänud juured, maha langenud seemned, kuivanud hein) (Sainju, 2017). Väljundvood on põllumajanduslik toodang (seemned, põhk jm),  $\text{N}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  ja  $\text{NO}_x$  emissioon, leostumine, toitainete ärakanne mulla erosiooniga ning pindmise äravooluga (Joonis 1) (Kärblane et al., 2002; Xu et al., 2012). Toitainete kaod põllumajandusmaalt on märkimisväärselt suurenenud alates 20. sajandi lõpust, mil põllumajandus intensiivistus, seeläbi on kasvanud ka väetiste (eriti lämmastik- ja fosforväetiste) ning taimekaitsevahendite kasutamine (Lotman & Kasak, 2017). FAO (2016) andmetel on 2019. aastal ülemaailmne nõudlus lämmastikväetiste järgi hinnanguliselt ligi 118 miljonit tonni. Optimaalsest tasemest madalam ja üleväetamine on viinud suurenenud lämmastiku kadudeni mullast, mis toob endaga kaasa tõsiseid keskkonnavalaseid ja ökoloogilisi probleeme nii mullas, vees kui ka õhus.



**Joonis 1.** Lämmastiku sisend- ja väljundvood põllu lämmastikuringes (täiendatud Lamb et al., (2016) järgi)

#### 1.4.1. Lämmastikukadude negatiivne keskkonnamõju põllumajandusmaalt

Lämmastik leostub peamiselt NO<sub>3</sub><sup>-</sup> vormis, kuna see, negatiivse laenguga lämmastiku mineraalne vorm, on kõige ebapüsivam ning seotud rohkem vee molekulidega (Pärn et al., 2012). Positiivselt laetud NH<sub>4</sub><sup>+</sup> on rohkem seotud mullaosakekestega ning selle ärakanne toimub peamiselt erosiooniga (Pärn et al., 2012), kuid liivases pinnases toimub vähesel määral ka selle leostumine (Padilla et al., 2018). Lämmastikukaod mullast leostumise, erosiooni ning pindmise äravoolu tagajärjel ei iseloomusta mitte ainult mulla viljakuse kadu vaid on oht ka keskkonnale ning inimese tervisele (Kasak et al., 2016). Koos kõrge fosfori ja fosfaatide sisaldusega põhjustab liiga kõrge NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sisaldus pinnaveekogudes eutrofeerumist ehk ületoitumist, mis suureneb veetaimede kasv ning väheneb hapniku kontsentratsioon, mis omakorda võib viia veekogu kinnikasvamiseni (Lotman & Kasak 2017; Beeckman et al., 2018; Koch et al., 2018). Lämmastiku põhjavette sattumisel ja joogiveena tarbimisel võivad suurenenud NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ja NO<sub>2</sub><sup>-</sup> kontsentratsioonid reageerida veres oleva hemoglobiiniga, mistõttu väheneb inimeste ja ka loomade vere hapnikukandevõime ning tekivad hingamisprobleemid. Väikelaste ja imikute puhul kutsutakse seda „sinise beebi sündroomiks“, kuna hapnikupuuduse tagajärjel muutub nahavärv sinakaks (Ahada & Suthar, 2018). Täiskasvanutel võib lämmastikumürgitus

põhjustada kilpnäärme talitluse häireid, tekitada maovähki ning A vitamiini defitsiiti (Burghate & Ingole 2013; Padilla et al., 2018). Lämmastikväetised on sellegipoolest toidu tootmisel põllumajandussektoris väga olulised, kuid ebaoptimaalsel kasutamisel on need ohuks keskkonnale (Kanger et al., 2014).

Lisaks leostumisele ja ärakandele väheneb lämmastik põllumajandusmaalt ka  $N_2O$  ja  $N_2$  emissiooni tõttu.  $N_2O$  on värvitu ja lõhnatu mittesüttiv gaas, mis püsib atmosfääris keskmiselt 114 aastat (Del Grosso et al., 2005; Sangeetha et al., 2009), see on üks olulisemaid kasvuhoonegaase (KHG) ning põllumajandussektor annab enam kui poole globaalsest  $N_2O$  emissioonist (IPCC, 2007). Põllumajandusest pärinevate KHG-dest moodustab  $N_2O$  emissioon 60% kogu sektori heitest (IPCC, 2013). Suurenenud lämmastiku kaod  $N_2O$  emissioonina põllumajandussektoris tulenevad eelkõige põllumajandusmaalt, millel kasutatakse sünteetilisi lämmastikväetisi, vedel- ja tahesõnnikut, digestaati, komposti ja reoveesetteid, samuti põllule jäävatest taimejäänustest ning turvasmuldade kultiveerimisest (Sangeetha et al., 2009). Lisaks täiendavalt uuritud  $N_2O$  emissioonid, mis tekivad kariloomade uriini ja väljaheidete ladestumisest karjatamisel (Smith et al., 2001; Keskkonnaministeerium, 2016). KHG-d põhjustavad kasvuhooneefekti ehk tõstavad atmosfääri keskmist temperatuuri, kuna on võimelised absorbeerima väikesel määral Päikeselt tulevat lühilainelist kiirgust ja oluliselt suuremal määral Maalt tagasi peegelduvat pikalainelist soojuskiirgust (IPCC, 2013).  $N_2O$  kontsentratsioonid atmosfääris on mitu kordat väiksemad kui  $CO_2$ -l, kuid globaalse soojenemise potentsiaal (*Global Warming Potential – GWP*) saja aasta skaalal on 300 korda suurem kui  $CO_2$ -l (Sangeetha et al., 2009; IPCC 2013; Beeckman et al., 2018). GWP näitab mitu korda on teatud KHG üks molekul soojuse tagasipeegeldamise võimelt efektiivsem kui  $CO_2$  molekul arvatuna tavaliselt üle kindla ajavahemiku (20, 100 või 500 aastat). Seejuures tuleb teada ka mõistet  $CO_2$  ekvivalent, mis on 1 tonn  $CO_2$  või muud KHG-d, ümberarvutatuna  $CO_2$  koguseks, kasutades GWP-d (Keskkonnaministeerium, 2016). 2019. aasta veebruari seisuga oli  $N_2O$  kontsentratsioon atmosfääris 331 ppb-d (*parts per billion*; eesti k. osakest miljardis) (NOAA, 2019) ning see kasvab igal aastal 0,2-0,3% (Buchkina et al., 2013). Käesoleval 21. sajandil moodustab inimtekkelisest kasvuhooneefektist  $N_2O$  5% (Sangeetha et al., 2009).  $N_2O$  põhjustab ka stratosfääri osoonikihi hävimist, kui selle kontsentratsioon atmosfääris kahekordistuks, siis Maa biosfääri UV-kiirguse eest kaitsev osoonikiht kahaneb hinnanguliselt 10% ja UV-kiirguse Maale jõudmine suureneb kuni 20% (Del Grosso et al., 2005; Sangeetha et al., 2009). Liigne UV-kiirgus omab kahjulikke mõjusid inimese tervisele, näiteks kahjustab immuunsüsteemi, silmi ning võib põhjustada nahavähki (Sen, 2018).

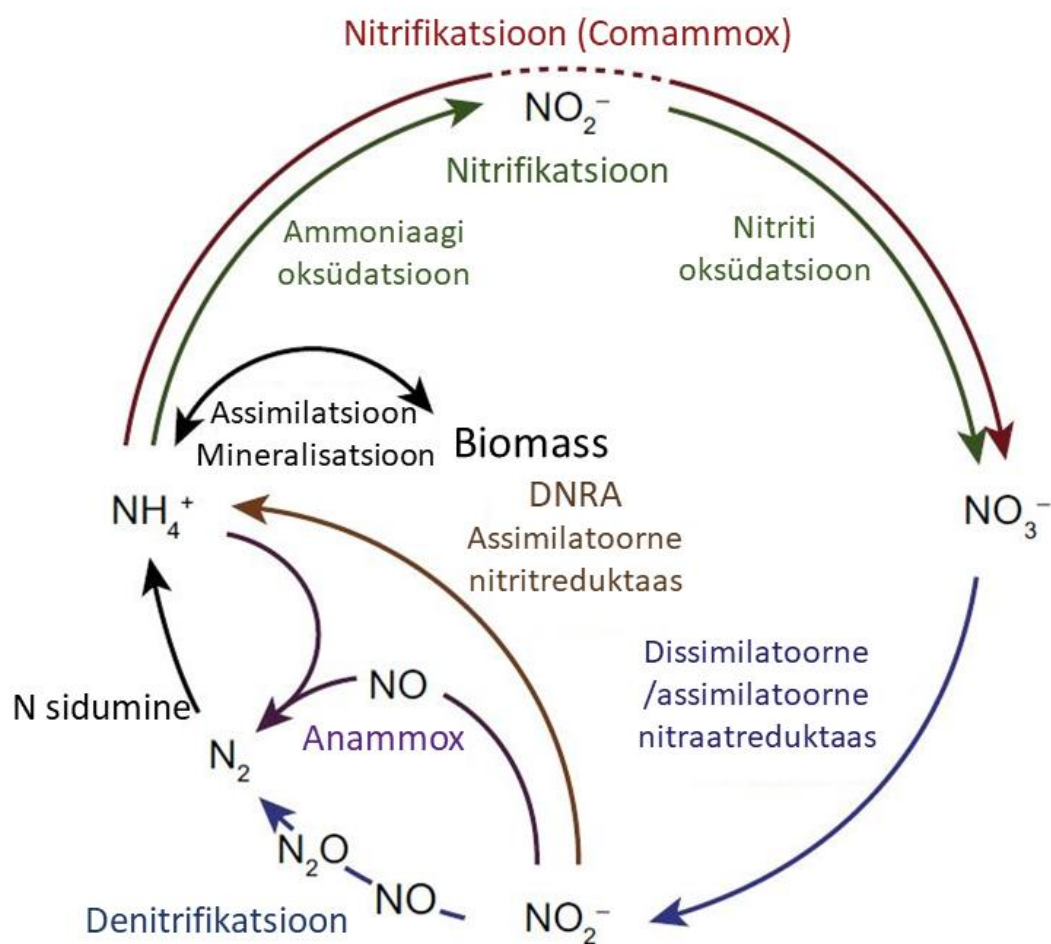
### 1.4.2. Nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon

Teadmised erinevate keeruliste mikroobsete protsesside ning lämmastiku muundamist teostavate mikroorganismide kohta on endiselt mittetäielikud (Stein & Klotz, 2016; Van de Leemput et al., 2011). Tuntumad ning uuritumad protsessid lämmastikuringes on nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon (Sangeetha et al., 2009; Buchkina et al., 2013; Misselbrook et al., 2014).

Sõnniku laotamisel põllule kaasneb ammonifikatsiooniprotsess, mille käigus lagundatakse mikroorganismide poolt selles sisalduv orgaaniline aine (nagu näiteks aminohapped, aminosuhkrud, urea ja nukleotiidid) taimede poolt kergesti omastatavaks  $\text{NH}_4^+$ -ks, mis on mullas väga ebapüsiv (Huang et al., 2019).  $\text{NH}_4^+$  edasise reageerimise käigus seotakse osa mullaga ning ülejäänud oksüdeeritakse aeroobses keskkonnas nitrifikatsiooni protsessis läbi kahe etapi  $\text{NO}_3^-$ -ks (van Kessel et al., 2015; Beeckman et al., 2018). Nitrifikatsiooni esimeses etapis oksüdeeritakse kõigepealt  $\text{NH}_4^+$  hüdroksüülamiiniks ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) ja see omakorda  $\text{NO}_2^-$ -ks ning teises etapis  $\text{NO}_2^-$  seejärel  $\text{NO}_3^-$ -ks (Granli & Bøckman, 1984).  $\text{NO}_3^-$  leostub kergesti ehk see uhutakse mullast mullaveega välja ning selle tulemusena väheneb mullas sisalduva kasuliku lämmastiku osakaal (Koch et al., 2019). Kui mullas on veega täidetud pooride ruum 35-60% ja hapniku kontsentratsioon piiratud, siis  $\text{NH}_2\text{OH}$  oksüdeerimisel saavad  $\text{NH}_4^+$  oksüdeerijad kasutada  $\text{NO}_2^-$  alternatiivse elektronaktseptorina ning kõrvalsaadusena moodustub  $\text{N}_2\text{O}$  (Granli & Bøckman, 1984; Buchkina et al., 2013). Nitrifikatsioon viiakse läbi kas  $\text{NH}_3$  oksüdeerivate bakterite (AOB) või  $\text{NH}_3$  oksüdeerivate arhede (AOA) ja  $\text{NO}_2^-$  oksüdeerivate bakterite (NOB) vahelise vastastikuse sümbioosi kaudu või otse sel sajandil avastatud *comammox* bakterite kaudu (s.o.täielikult ammoniaaki oksüdeerivad bakterid) (Joonis 1). *Comammox* bakterid on võimelised läbi viima mõlemat nitrifikatsiooni etappi, mis tavaliselt viiakse läbi erinevate mikroorganismide gruppide poolt (van Kessel et al., 2015; Daims et al., 2016; Beeckman et al., 2018). Tuntum *comammox* bakter on *Nitrospira* (van Kessel et al., 2015; Koch et al., 2019). Tuntumad nitrifikatsiooni esimest etappi läbiviivad bakterid kuuluvad *Nitrosomonas* perekonda ning teist etappi läbiviivad *Nitrobacter* bakterite perekonda (Mancinelli, 1996).

Denitrifikatsiooni puhul on tegemist mitme etapilise protsessiga, mis toimub mullas anoksilises või vähesel määral hapnikku sisaldavas keskkonnas ning kus igat etappi viib läbi vastav ensüüm (Buchkina et al., 2013). Denitrifikatsiooni viivad läbi fakultatiivsed anaeroobsed bakterid, neist põhilised kuuluvad mitmesse *Pseudomonas* bakterite perekonda, kes on võimalised lahustunud molekulaarse hapniku puudumisel hingamiseks kasutama oksüdeerunud mineraalseid ühendeid, eelkõige  $\text{NO}_3^-$ , mistõttu protsess võib kulgeda mitmeid erinevaid metabolismi teid mööda (Carlson & Ingraham, 1983). Denitrifikatsiooni toimumiseks on vajalik  $\text{NO}_3^-$  ning

lahustunud süsiniku olemasolu (IPNI, 2014). Denitrifitseerivate bakterite elutegevuse käigus muundatakse  $\text{NO}_3^-$  läbi mitme vaheetapi  $\text{N}_2$ -ks (Joonis 2) (Takaya et al., 2003; Sangeetha et al., 2009). Protsessi vaheühenditeks on  $\text{NO}$  ja  $\text{N}_2\text{O}$ , mistõttu täielik denitrifikatsioon on keskkonna seisukohast väga oluline. Kui hapniku kontsentratsioon on liiga madal, siis protsessi käigus käituvad lämmastikoksiidid kui elektronaktseptorid (Ligi, 2015), mida suurem on hapniku puudujääk, seda rohkem muundavad bakterid  $\text{NO}_3^-$  molekulaarseks lämmastikuks.  $\text{N}_2\text{O}$  tekib denitrifikatsiooni käigus kui muld on niiske ja selle veega täidetud pooride hulk ületab 60% (IPNI, 2014). Mullavesi võib otseselt või kaudselt mõjutada denitrifikatsiooni, pakkudes sobivaid tingimusi mikroobide kasvuks ja aktiivsuseks, täites mulla poore, võib vähendada hapniku juurdepääsu, süsiniku ja lämmastiku vabanemine substraatidest märja ja kuiva perioodi vaheldumisel, kandes toitained mullaorganismidest eemale (Buchkina et al., 2013).



**Joonis 2.** Lämmastikuringe (täiendatud Daims et al., (2016) järgi)

## 1.5. Lämmastikubilanss

Taimekasvuks on vajalik viljakas muld, see on taimede toiteelementide ning veega varustajaks (Astover et al., 2015). Taimed vajavad makro- ja mikrotoitaineid tasakaalustatud suhtes läbi kogu oma kasvuperioodi, kuid kindlat „retsepti“ väetamiseks ei ole (Roy et al., 2006). Lämmastikväetiste kasutamise edu või ebaõnnestumine on paljuski sõltuv kliimast ja ilmastikust, külvatud sordist, külvamise ja väetamise meetoditest ning mulla omadustest (Öztürk, 2010). Seega on põllumajanduses väetiste kasutamisel oluline jälgida ilmaolusid, mullaviljakust ning kasutada parimat võimalikku tehnoloogiat. Väetamisel on oluline vähendada väetistega muldaviidavate toitainete kadu ning suurendada nende efektiivsust (Di & Cameron, 2012). Optimaalse väetamise kinnitamiseks ning põllumajandussaagikuse hindamiseks on taimetoitainete kättesaadavus ning bilanss ühed olulised näitajad (Kärblane et al., 2002). Toitainetebilansi koostamisega on võimalus anda hinnang toitainete sisalduse muutustele põllumaal ning hinnata, kas väetiste kasutamine on optimaalne, sh. millisel hulgal toiteelemente mulda viiakse, milline on saagikus ning on abiks selle suurendamise planeerimisel (Leip et al., 2011). Mullaviljakuse stabiilsena hoidmiseks või parandamiseks on oluline teada, kui palju aastaga mullas toitaineid väheneb (Kärblane et al., 2002). Mulla toitainete bilansi määramisel tuleb arvestada toitainete juurdetulekuallikaid ning kadu (Sainju, 2017). Bilansse koostatakse nii ühe kindla põllu, farmi, valdkonna, kogu riigi kui ka regioonide lõikes (Råberg et al., 2018).

Arvestades lämmastiku tähtsust põllumajanduses põllukultuuride kasvatamisel, selle laialdast kasutamist ning negatiivset mõju keskkonnale, on lämmastiku sisendite ja väljundite jälgimine kriitilise tähtsusega (FAO, 2018b), seejures on lämmastik mullas kõige liikuvam ja puudujäävam toiteelement, mis mõjutab saagi arengut ning muudab sellega majandamise keeruliseks (Passoni & Borin, 2009). Lämmastikväetiste viimisel mulda on tähtis, milline on valitud lämmastiku sisend, kogus ning ajastus, need on olulised aspektid suure saagikuse saamisel (Öztürk, 2010). Senini ei ole suudetud põllumajanduses väetisena sisse antud lämmastiku koguseid piisavalt tõhusalt piirata, et hoida ära nende kandumine puhtasse vette ja emissioon atmosfääri ning vähendada sellega seotud negatiivseid mõjusid inimestele, elurikkusele ja kliimale (Audun & Ragnar, 2000; Råberg et al., 2018). Põllumajanduslikust perspektiivist näitab  $\text{N}_2\text{O}$  emissioon,  $\text{NO}_3^-$  ja  $\text{NH}_4^+$  leostumine, erosioon ning pindmine ärakanne lämmastiku tarbimise tõhusust ning taimedele kasuliku lämmastiku kadu mullast ehk mullaviljakuse langust (Cameron et al., 2013). Põllu lämmastikuringest välja kantud lämmastik on põllumajandussektorile kasutu (Sangeetha et al., 2009). Sellest tulenevalt on jätkusuutliku



põllumajanduse jaoks üks suurimaid väljakutseid vähendada lämmastikväetiste kasutamist ning viia lämmastiku sisaldus mullas minimaalseks, kuid samal ajal hoida või tõsta saagikust, ilma et lämmastikubilanss negatiivseks muutuks (Råberg et al., 2018). Lämmastikubilansi koostamine on üks võimalik tööriist mõistmaks laiemalt lämmastiku sisendeid ja väljundeid põllumajanduses, s.h uurida viljelussüsteemi mõju mulla lämmastiku sisaldusele ja laiendada teadmisi erinevate agrotehnoloogiliste võtete ja väetamisplaanide mõjust põllu lämmastikuringele (Audun & Ragnar, 2000). Lämmastikubilanss arvutatakse lämmastiku sisend- ja väljundvoogude vahena, kus positiivne tulemus iseloomustab lämmastiku omandamist ning negatiivne tulemus kadu põllumajandussüsteemist (Sainju, 2017).

## **1.6. Efektiivsem lämmastikväetiste kasutus**

Põllumajanduskultuuride saagikuse tõus viimase 50 aastaga on tingitud kuni 20 kordsest väetiste kasutamise tõusust, mis kõigi eelduste kohaselt on hetkel veel tõusuteel (He et al., 2015). Väga kõrged väetamism normid põhjustavad aga madalamat lämmastiku kasutamise efektiivsust ning erinevaid keskkonnavalaseid ja majanduslikke probleeme (Canfield et al., 2010). Üheks potentsiaalseks võimaluseks lämmastikväetiste mõju suurendamisel ning lämmastiku kadude vähendamisel on koos teiste agrotehnoloogiliste võtetega nitrifikatsiooni inhibiitorite kasutamine. Nende näol on tegemist looduslike või sünteetiliste ühenditega, mille abil saab nitrifikatsiooni esimest etappi teatud ajani edasi lükata ehk stabiliseerida  $\text{NH}_4^+$ , et see ei konverteeruks kohe edasi  $\text{NO}_3^-$ -ks (Florio et al., 2014; Liu et al., 2015). Nitrifikatsiooni inhibiitorite abil  $\text{NH}_4^+$  stabiliseerimine teatud ajani võib viia tulemuseni, kus lämmastiku ärakanne põllult on väiksem (Zerulla et al., 2001) ja taimede saavad seda rohkem omastada ning nende biomass ja saagikus suurenevad (Beeckman et al., 2018; Xu et al., 2012). Nende efektiivsus sõltub mitmetest teguritest, eelkõige mulla omadustest, väetamisest, kasvavast põllukultuurist ja kliimast (Misselbrook et al., 2014; Yang et al., 2016). Nitrifikatsiooni inhibiitoreid hakati arendama 1950ndate aastate teises pooles ning sealt alates on need aina enam kasutuses (Zerulla et al., 2001). Käesolevas magistritöös uuriti nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP mõju.

DMPP on üks kõige efektiivsemaks peetav ja laiemalt kasutuses olev nitrifikatsiooni inhibiitor (Florio et al., 2014), mida on turustatud aastast 1999 (Zerulla et al., 2001). DMPP on mittelenduv ja mullas vähe liikuv, see on läbinud edukalt mitmed toksikoloogilised ja ökotoksikoloogilised testid ning on tunnustatud nii kemikaaliseaduse poolt kui ka registreeritud

rahvusvahelise väetiseseaduse järgi. DMPP eeliseks on väiksem liikuvus mullaprofiilis kui teistel nitrifikatsiooni inhibiitoritel, näiteks DCD-l või nitrapüriinil (Kong et al., 2016; Zerulla et al., 2001). DMPP jälgil võib mullast leida kuni viis kuud peale selle sinna viimist (Kong et al., 2016). DMPP ülesanne on fikseerida  $\text{NH}_4^+$  tugevamalt mullaosakestega ning aeglustada selle oksüdeerimisprotsessi, inhibeerides  $\text{NH}_4^+$  monooksügenaasi ensüümi aktiivsust (Chen et al., 2014), mis oksüdeerib  $\text{NH}_4^+$   $\text{NH}_2\text{OH}$ -ks, ja vähendades seeläbi lämmastiku kadusid (Li et al., 2019).  $\text{NH}_4^+$  muundumine  $\text{NO}_2^-$ -ks lükatakse sõltuvalt keskkonnatingimustest, põllumaa iseärasustest ja külvatud kultuurist 4-15 nädalat edasi, mis eelduslikult tagab taimedele pikaajalisema ja tõhusama lämmastiku kasutamise võimaluse. DMPP võib vähendada ka lämmastiku kadu läbi denitrifikatsiooni, vähendades protsessiks vajaliku  $\text{NO}_3^-$  kontsentratsiooni ja seeläbi denitrifitseerimiseks vajalike ensüümide aktiivsust (Li et al., 2019).

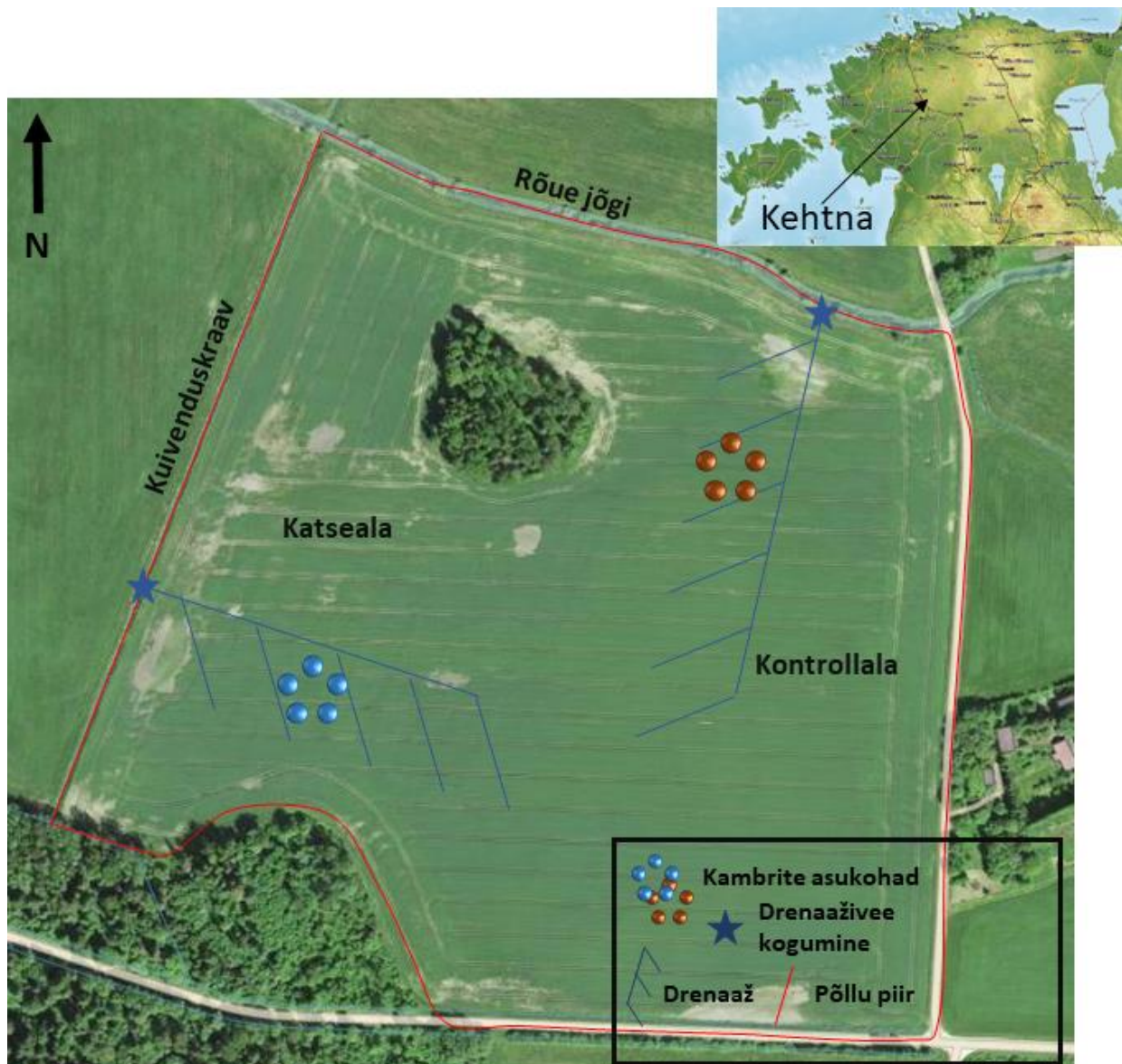
Lämmastiku lendumise ja leostumise vähendamiseks ning taimedele omastamise ja taimekasvu parandamiseks kasutati Eestis esmakordselt DMPP-l põhinevat nitrifikatsiooni inhibiitorit 2016. aasta kevadel Voore Farmis, mis segati enne vedelsõnniku laotamist vedelsõnnikusse. DMPP on Saksamaa ettevõtte BASF-i poolt koostöös ülikoolide ja teiste teadusasutustega väljaarendatud nitrifikatsiooni inhibiitor (Zerulla et al., 2001). DMPP toimeaeg mulla-temperatuurist sõltuvalt on 10-15 nädalat  $5^\circ\text{C}$  juures, 6-10 nädalat  $10^\circ\text{C}$  juures ja 4-6 nädalat  $20^\circ\text{C}$  juures. DMPP efektiivsus  $\text{N}_2\text{O}$  lendumise vähendamisel on arvatud ca 50% ning  $\text{NO}_3^-$  leostumise puhul ca 35% (Bernsdtrup, 2016). DMPP eelis on madal kulunorm, 2-3 l ha<sup>-1</sup> on piisav, et tagada nitrifikatsiooni pärssimine (BASF, 2016; Zerulla et al., 2001). Preparaat segatakse vedelsõnnikuga vahetult lähahoidlast välja pumpamisel või laotamise ajal spetsiaalse Dosistar pumbasüsteemi abil, mis on mõeldud vedelike doseerimiseks ja mõõtmiseks põllumajanduses. Kulunorm hektari kohta on vastavalt 2 l või 3 l, sõltumata kasutatavast vedelsõnniku kogusest. 2 l kohta on määratud hilissuvest sügiseni toimuva künni puhul, kus segamine toimub sügavamale kui 20 cm pinnasesse. Kulu 3 l ha<sup>-1</sup> kohta on hilissuvest sügiseni või kevadel, kui toimub pindmine harimine kamarseadme või kultivaatoriga ning sõnniku segamine toimub 0-20 cm sügavusele mulda (BASF, 2016).

## 2. Materjal ja metoodika

### 2.1. Uuritav ala

Uurimisala asub Kesk-Eestis Rapla maakonnas Kehtna vallas Kehtna Mõisa OÜ põllumaal (58°55'19''N, 24°50'55''E). Kogu katseala pindala on 20 hektarit ning see külgneb läänest kuivenduskraaviga, põhjast Rõue jõega ning idast ja lõunast kruusateega. Valiku tegemisel oli oluline põlluosade sarnasus ning drenaaži olemasolu, et saaks koguda veeproove ja seeläbi hinnata lämmastiku leostumist põllult (Joonis 3). Mullatüüp katsealadel on peamiselt kahe komponendiline gleimuld, kus rähkne gleimuld moodustab 85% ning leostunud gleimuld 15%. Põllul esineb ka gleistunud leostunud mullaga, gleistunud leetjas mullaga ning küllastunud turvastunud mullaga alasid.

Kehtna Mõisa OÜ kasutas põllu väetamiseks 06. augustil 2016. aastal nende enda veisekasvatusest pärinevat vedelsõnnikut 30 tonni hektari kohta ning künnikihi sügavus oli 18 cm. Katse teostamiseks jagati põllumaa kaheks võrdseks osaks (mõlemad 10 ha): katse- ja kontrollala, kus esimesele laotati vedelsõnnik koos nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP-ga ja viimasele ainult vedelsõnnik ilma nitrifikatsiooni inhibiitorita. Preparaadi kulunormiks oli 3 l ha<sup>-1</sup>, kuna hilissuvisel kündmisel näeb preparaadi kulunorm nii ette (BASF Eesti esindaja Margus Saviste suulised andmed). 10. augustil külvas ettevõtte talirapsi hübriidsorti DK Sequoia, mis on väga hea talvekindluse ja kõrge õlisisaldusega sort. Talirapsile eelnevalt kasvatati põllul liblikõieliste seemnesegu Silo Power, mille koostises on karjamaa raihein (35%), festulolium (20%), harilik aruhein (15%), kaerahein (10%), punane ristik tetraploidne (10%), punane ristik diploidne (5%) ning valge ristik (5%).



**Joonis 3.** Katse- ja kontrollpõllu paiknemise asukoht ja selle asend Eesti kaardi suhtes (kaart: Maa-amet)

Töös kasutatavad andmed koguti välitööde käigus perioodil 4. august 2016 kuni 29. august 2017.

## 2.2. Sõnniku, mullavee ja mulla keemilised ning füüsikalised parameetrid

Ilmastiku analüüsimiseks kasutati proovialale lähimas KAUR-i Kuusiku meteoroloogiajaamas mõõdetud ( $N58^{\circ}58'23''$ ,  $E24^{\circ}44'02''$ ) ööpäevast sademete hulka, mis saadi Riigi Ilmateenistuse andmebaasist.

Vedelsõnniku proov võeti 4. augustil 2016, kaks päeva enne põllule laotamist, ning Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laboris analüüsiti selle pH-d, kuivaine (KA; %), Nüld (%) ja Cüld (%),  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) ning  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) sisaldust, et saada teada mulda viidud lämmastiku kogus ja hinnata, kui palju lämmastiku lenduda ja leostuda võib.

Mullavee proove koguti дренаaži abil mõlemalt katsealalt; augustis kokku 13 korda, septembris viis, oktoobris kolm ning hiljem kord kuus. Proove võeti esimestel kuudel tihedamalt, et hinnata katsealal vedelsõnniku + DMPP mõju ning kontrollalal ainult vedelsõnniku mõju  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  ja  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  kontsentratsioonidele mullavees. Katsealal koguti vesi дренаaži väljavoolust kuivenduskraavi ning kontrollalal дренаaži väljavoolust jõkke. Vee kogumine toimus teadaoleva ruumalaga plastpudelisse, kus vooluhulk arvutati pudeli ruumala ja selle veega täituvuse aja järgi. Mullavee proovides analüüsiti  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  ( $\text{mg l}^{-1}$ ) ja  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{mg l}^{-1}$ ) sisaldust ning pH-d Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laboris; Nüld (%) ning Cüld (%) Tartu Ülikooli ÖMI Biogeokeemia laboris.

Ent uurimisalade lämmastikubilansi koostamisel дренаažist võetud veeproovide andmeid ei kasutatud, kuna nende alusel ei olnud võimalik hinnata kogu perioodil leostunud lämmastiku hulka. Leostumise hindamiseks arvutati iga päeva kohta infiltreerumine ning leostunud lämmastiku kogus hektaril ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ), kasutades sademete (P), kastmise (I) perkoltsiooni (PC), evapotranspiratsiooni (ETc) ning mullavee netomuutuse ( $\Delta S$ ) andmeid. Kuna kastmist ei toimunud, siis  $I=0$  ning maapind uurimisladel oli tasane, mistõttu pindmine äravool  $R=0$  (Escuer-Gatius et al., publitseerimata andmed). Evapotranspiratsiooni hindamiseks kasutati Penman-Monteith võrrandit (Allen et al., 1998).

Mullaproove võeti enne sõnniku laotamist 5. augustil nii katse- kui ka kontrollalalt esialgse olukorra fikseerimiseks ning kasvuperioodi lõpus peale saagi koristamist 29. augustil. Nüldja Cüld dünaamika iseloomustamiseks katse algperioodil võeti mullaproove ka 8., 10., 11., ja 22. august ning 5., 12., ja 22. september. Proovid koguti mullapuuriga ja kompleksproovina mulla pindmisest kihist kuni 20 cm sügavuselt (minimaalselt 15 kohast). Mullaproovides analüüsiti  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) ja  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) sisaldust ning pH-d Eesti Maaülikooli Taimebiokeemia laboris, lisaks arvutati lasuvustihedus ( $\text{g cm}^{-3}$ ); Nüld (%) ning Cüld (%) analüüsiti Tartu Ülikooli ÖMI Biogeokeemia laboris. Samaaegselt proovide kogumisega mõõdeti aladelt mulla niiskust ja elektrijuhtivust (Pro Check Decagon Devices, USA) ning mullatemperatuuri ( $^{\circ}\text{C}$ ) neljalt sügavuselt (Comet 4 kanaliga temperatuuri andmesalvesti S0141 koos pt1000 sensoritega, COMET SYSTEM, Tšehhi): 5 cm, 10 cm, 20 cm, 30cm.

### 2.3. N<sub>2</sub>O vood

N<sub>2</sub>O voogude mõõtmiseks koguti staatilise suletud kambri meetodil gaasiproovid (Soosaar et al., 2011). Mõõtmised tehti perioodil 5. august 2016 kuni 14. august 2017, proovid võeti alati kella 12-16 vahel. Fikseerimaks N<sub>2</sub>O algseisu võeti enne vedelsõnnikuga väetamist N<sub>2</sub>O gaasiproove 5. augustil, seejärel, vahetult peale sõnniku laotamist, koguti esimese nädala jooksul proove iga päev. Järgmistel nädalatel kuni esimese kuu lõpuni võeti proove kolm kuni neli korda nädalas ning peale seda neli kord kuus ning viimasel kahel kuul kaks korda kuus. Proovikogumise tarbeks paigaldati nii katse- kui ka kontrollala mulda umbes 10 cm sügavusele PVC-st (polüvinüülkloriid) valmistatud viis rõngast läbimõõduga 50 cm, mille peale asetati proovikogumise ajaks kambrid (vt Lisa 3 Fotod 1 ja 2). Iga mõõtesessiooni alguses täideti rõngaste ääred veega, et tagada õhukindel süsteem rõnga ja kambri vahel gaasiproovide kogumise ajaks kambrist. Rõngad paigaldati mõlemal põlluosal viisnurkselt sellise asukohaga, et nende lähedal oleks võimalik drenaaži abil koguda põllult tuleva vee proove (nitrifikatsiooni inhibiitoriga alal suubus drenaaž kuivenduskraavi; kontrollalal Rõue jõkke). Gaasiproovid koguti PVC-kambrite (kõrgus ja diameeter 50 cm, ruumala 65 l) abil, mis olid valget värvi ja läbipaistmatud, et vältida kambri sisemuse soojenemist ja taimede fotosünteesi mõõtesessiooni ajal (Soosaar et al., 2011).

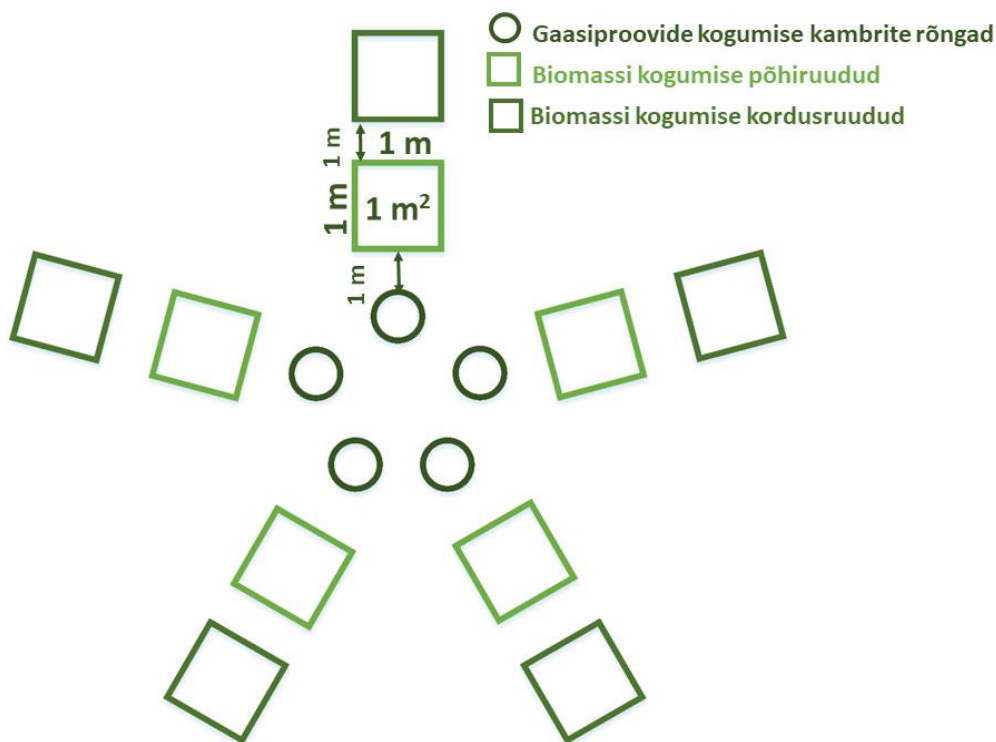
Proovid koguti kokku kümnest mõõtepunktist (viis katsealal ja viis kontrollalal), kus ühe tunni jooksul võeti 15-minutilise intervalliga (0 min, 15 min, 30 min, 45 min ja 60 min) igalt rõngalt viis proovi eelnevalt vaakumpumba abil õhust tühjendatud klaaspudelitesse (ruumala 50 ml). Proovid võeti alati kõigepealt katse- ning seejärel kontrollalalt. N<sub>2</sub>O sisaldus kogutud proovides määrati gaaskromatograafia (Shimadzu GC-2014) Tartu Ülikooli ÖMI Kliimamuutuste laboris.

Lämmastikubilansi arvutamiseks interpoleeriti keskmised N<sub>2</sub>O väärtused mõõtmiste vahelistel päevadel RStudio programmiga lineaarse regressiooni meetodil (Escuer-Gatius et al., 2019 publitseerimata andmed).

### 2.4. Biomassi hindamine

Talirapsi biomassi allokatsiooni analüüsimiseks vajalikud proovid koguti taimede kasvuperioodi lõpus vahetult enne saagikoristust katsealalt 24. ja kontrollalalt 25. augustil 2017. aastal.

Nii katse- kui ka kontrollalal võeti biomassi proovid kokku kümnele ühe ruutmeetri suurusel prooviruudul. Esimesed viis prooviruutu paiknesid gaasiproovide kogumiseks paigaldatud rõngaste taga ühe meetri kaugusel rõngast ning kordusruudud paiknesid põhialade taga ühe meetri kaugusel (Joonis 4). Igalt ühe ruutmeetri suurusel prooviruudul võeti juhuslikult keskmise suurusega rapsitaim rapsitaimiku maapealse osa biomassi allokatsiooni hindamiseks, proovitaim kaaluti välitöö käigus ja pakiti kaasavõtmiseks kilekotti (vt Lisa 3 Fotod 3 ja 4). Seejärel koguti ning kaaluti kõikide ruutmeetril asuvate rapsitaimede maapealsed osad ja loendati taimed. Maa-aluse osa biomassi hindamiseks võeti proovitaime juurestikku sisaldav mullamonoliit kuni 30 cm sügavuseni kilekotis kaasa. Viimasena koguti ruutmeetrile langenud tühjad kõdrad (edaspidi fraktsioon „kõdrad“ tähistab tühje kõtru) ning umbrohu maapealne osa, mis pakendati eraldi kilekottidesse, väheseid varisenud seemneid ei kogutud. Edasi töödeldi kogutud proove kameraalselt. Kordusruutudel juurestikku ning ruutmeetrile langenud kõtrasid ja umbrohu maapealset osa ei kogutud.



**Joonis 4.** Biomassi kogumise proovi- ja kordusruutude ning gaasiproovide kogumise kambrite rõngaste paiknemine välitöödel

Kogutud proovid töödeldi laboris hindamaks talirapsi maapealse ja maa-aluse osa biomassi allokatsiooni kasvuperioodi lõpus, nii saadi ühtlasi saagikuse hinnang (seemnesaak  $t\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ). Maapealse osa analüüsimisel mõõdeti proovitaime maksimaalne ja sellega ristuv diameeter

juurekaelal 0,01 mm täpsusega ja taime kõrgus (cm). Iga proovitaime maaapealne osa kaaluti 0,1 g täpsusega ja võeti fraktsioneerimiseks taime biomassi vertikaaljaotust esindav alamproov. Talirapsi maaapealse osa puhul vaadeldi fraktsioone: varred koos okstega (lehed olid valdavalt varisenud), kõdrad ja seemned. Proovivõtmise ja laborisse transpordi käigus oli enamus kõtru avanenud ja seemned varisenud, osa kõtru olid avanenud juba põllul. Seetõttu hinnati seemnete biomassi ruutmeetrise proovivõtmise kohta kõtrade kaudu. Selleks eraldati proovitaime 15-30 avanemata kõtra (sageli oli neid alla 30), mis jaotati kõtradeks ja seemneteks, et hinnata seemnete osatähtsust avanemata kõdras. Umbrohtude maaapealne osa moodustas täiendava fraktsiooni. Talirapsil on sammasjuurestik, mis antud juhul ei ulatunud sügavamale kui 30 cm. Maa-aluse osa analüüsimiseks pesti rapsitaimede juurestikud ja jaotati kolme fraktsiooni – peajuur,  $\geq 2\text{ mm}$  juured ja peenjuured  $< 2\text{ mm}$ . Mullamonoliitidest saadi vaid peenjuuri, suuremad neist sorteeriti monoliidiproovist välja, järele jäänud muld (JM) koos väheste peenimate juurtega kaaluti ja võeti sellest  $50\text{ cm}^3$  alamproov kuivainesisalduse määramiseks. Peenimate juurte hindamiseks võeti  $200\text{ cm}^3$  alamproov (JMalamproov), määrati selle toorkaal ja pesti juured 0,5 mm sõelal välja. Mikroskoobi all sorteeriti välja elusad taimejuured (Jalamproov) ja arvutati nende kuivkaal (J) kogu monoliidis kuivkaalude kaudu:  $J = JM \cdot J / JMalamproov$ . Monoliitidest kogutud  $< 2\text{ mm}$  juurte hulgas oli ka umbrohujuuri, mille osatähtsust peenjuurte fraktsioonis pole hinnatud, kuid see oli tõenäoliselt väike. Ökosüsteemi tasemel saab kogu taimiku maa-aluse osa biomassi leida. Leiti kõigi alamproovide toorkaal ja peale kuivatamist  $70^\circ\text{C}$  juures konstantse kaaluni kuivkaal täpsusega 0,001 g.

Talirapsi maaapealse ja maa-aluse biomassi (kuivmassi) arvutamiseks ühe ruutmeetri kohta tehti järgnevad arvutuskäigud. Valemite kasutatud lühendeid vaata ka lisa 1 tabel 1. Kõigepealt leiti proovitaimede alamproovide jaoks kuivaine suhted (KA) kuivkaalu ( $A_k$ ) ja toorkaalu ( $A_m$ ) jagatisena (Võrrand 1) ning seejärel saadi kogu taime maaapealse osa kuivkaal ( $T_k$ ) kui KA korrutati kogu taime märgkaaluga ( $T_m$ ) (Valem 2).

$$KA = A_k / A_m \quad (1)$$

$$T_k = KA \cdot T_m \quad (2)$$

Biomassi fraktsioonjaotust proovitaime maaapealse osa alamproovis kasutati kogu taime jaoks. Fraktsiooni osatähtsus alamproovis korrutati taime maaapealse osa kuivkaaluga. Kõtrade puhul varises osa kõtru fraktsioneerimise käigus lauale, nende kuivkaal liideti ja kõtrade biomass taimel arvutati valemist (3). Seejärel arvutati kogu taime ning selle alamproovi omavahelise suhte ning alamproovi (tühjade) kõtrade kaalu ( $K_{\delta}$ ) ja alamproovi ettevalmistamisel lauale kukkunud kõtrade kaalu ( $K_{\delta M}$ ) kaudu kogu taime kõtrade kaal ( $K_{\delta 1}$ ) (Valem 3).



$$K\ddot{o}1 = Tk * K\ddot{o} / Ak + K\ddot{o}M \quad (3)$$

Taime kõtrade kaalu abil leiti taime varte ning okste kaal (VO1) valemist (4).

$$VO1 = Tk - K\ddot{o}1 \quad (4)$$

Taime seemnete kuivkaalu (SE1) hindamiseks kasutati iga proovitaime 15-30 avanemata k  dra seemnete ja tühjade kõtrade kuivkaalude suhet (SeK  ), mis korrutati kogu taime kõtrade kuivkaaluga K  1 (Valem 5).

$$Se1 = K\ddot{o}1 * SeK\ddot{o} \quad (5)$$

Ühel ruutmeetril asuvate taimede kõtrade kaalu ( $K\ddot{o}_{m^2}$ ) saamiseks korrutati taimede kuivkaal ühel ruutmeetril kõtrade osatähtsusega taime kuivkaalust ja liideti sellele ruutmeetri varisenud kõtrade kaal (LK  ) (Valem 6). Varte ja okste kaal ruutmeetril ( $VO_{m^2}$ ) leiti ruutmeetri taimede kuivkaalu ( $Tk_{m^2}$ ) korrutamisel taime varte ja okste kaalu ning taime kuivkaalu jagatisega (Valem 7). Seemnete kaalu saamiseks ruutmeetri kohta ( $Se_{m^2}$ ) korrutati seemnete ja kõtrade suhe ruutmeetril olevate kõtrade kaaluga (Valem 8).

$$K\ddot{o}_{m^2} = Tk_{m^2} * K\ddot{o}1 / Tk + LK\ddot{o} \quad (6)$$

$$VO_{m^2} = Tk_{m^2} * VO1 / Tk \quad (7)$$

$$Se_{m^2} = K\ddot{o}_{m^2} * SeK\ddot{o} \quad (8)$$

Kordusruutudelt koguti vaid rapsitaimede ja umbrohu maapealne osa ning maa-aluse osa hindamiseks kasutati prooviruutude maa-aluse osa keskmisi suhteid maapealsesse ossa; peajuur,  $\geq 2\text{mm}$  juured ja  $< 2\text{mm}$  juured eraldi.

### **Lämmastiku- ja lämmastikunõudluse bilansid**

Talirapsip  llu aastane lämmastikubilanss katse- ja kontrollalal arvutati järgnevalt:

$$\Delta N = N_{\text{vedelsõnnik}} + N_{\text{varred+oksad}} + N_{\text{kõdrad}} + N_{\text{juured}} + N_{\text{umbrohi}} - N_{\text{seemned}} - N_{\text{leostumine}} - N_{N_2O}$$

Olulisematest v  ljundvoogudest puudub  $N_2$  emissioon atmosf  ari, mida pole hinnatud. Sisendvoogudest puudub  $N_{\text{lehed}}$ , kuid nii lehtedest kui muudest vegetatiivsetest organitest on kasvuperioodi lõpuks toimunud N osaline retranslokatsioon seemnetesse.

Lämmastikunõudlus ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) on l  mmastikuvoog, mis katab taimestu vajaduse aastaseks biomassi produktsiooniks. L  mmastikun  udluse puhul ei ole samuti hinnatud  $N_{\text{lehed}}$  nõudlust.

Talirapsi ning umbrohu lämmastikunõudlus arvutati järgnevalt:

$$DN = N_{\text{varred+oksad}} + N_{\text{kõdrad}} + N_{\text{seemned}} + N_{\text{peajuur}} + N_{\geq 2\text{mm juured}} + N_{< 2\text{mm juured}} + N_{\text{umbrohi}}$$

Taimeproovides analüüsiti N% ja C% Eesti Maaülikooli taimebiokeemia laboris. Analüüsid teostati komponentides eraldi, kuna eeldati erinevaid Nüld ja Cüld sisaldusi.

## **2.5. Arvutused ning statistiline andmetöötlus**

Uurimuse jaoks kogutud andmed analüüsiti MS Office tabelarvutusprogrammiga Excel ning RStudio integreeritud arenduskeskkonnas. Statistiline andmetöötlus tehti programmiga Statistica 10 (Statsoft Inc., USA). Esmalt kontrolliti andmete vastavust normaaljaotusele kasutades Kolomogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilksi teste. Staatilise pimekambriga mõõdetud N<sub>2</sub>O vood ja mulla dreanaživee Nüld katse- ja kontrollalal ei olnud normaaljaotusega ning analüüside läbiviimiseks kasutati mitteparameetrilisi teste. Kontsentratsioonide omavahelist statistilist olulisust kontrolliti Wilcoxon testi abil. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ja NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N kontsentratsioonid mullas ja mullavees ei olnud samuti normaaljaotusega ning analüüsimiseks kasutati mitteparameetrilisi teste. Mulla NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ja NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N puhul kontrolliti statistilist olulisust Mann-Whitney U-testiga ning mullavee NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N ja NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N kontsentratsioonide puhul kontrolliti statistilist olulisust Wilcoxon testi abil. Katse- ja kontrollala mulla N% ja C% ning talirapsi biomassi kuivkaalud, N% ning aastane biomassi kogunenud lämmastik hektaril olid normaaljaotusega ning edasisteks analüüsideks kasutati parameetrilisi teste. Kontsentratsioonide omavahelist statistilist olulisust kontrolliti t-testi abil. Umbrohu kuivkaalud, N% ning aastane biomassi kogunenud lämmastik hektaril ei olnud normaaljaotusega ning kontsentratsioonide omavahelist olulisust kontrolliti Mann-Whitney U-testi abil.

Olulisuse nivoo oli kõigil juhtudel  $p < 0,05$ . Joon-, sektor ja tulpdigrammid koostati MS Office tabelarvutusprogrammiga Excel. Karp-vurrud diagrammid vormistati Statistica 10 (Statsoft Inc., USA) programmis.

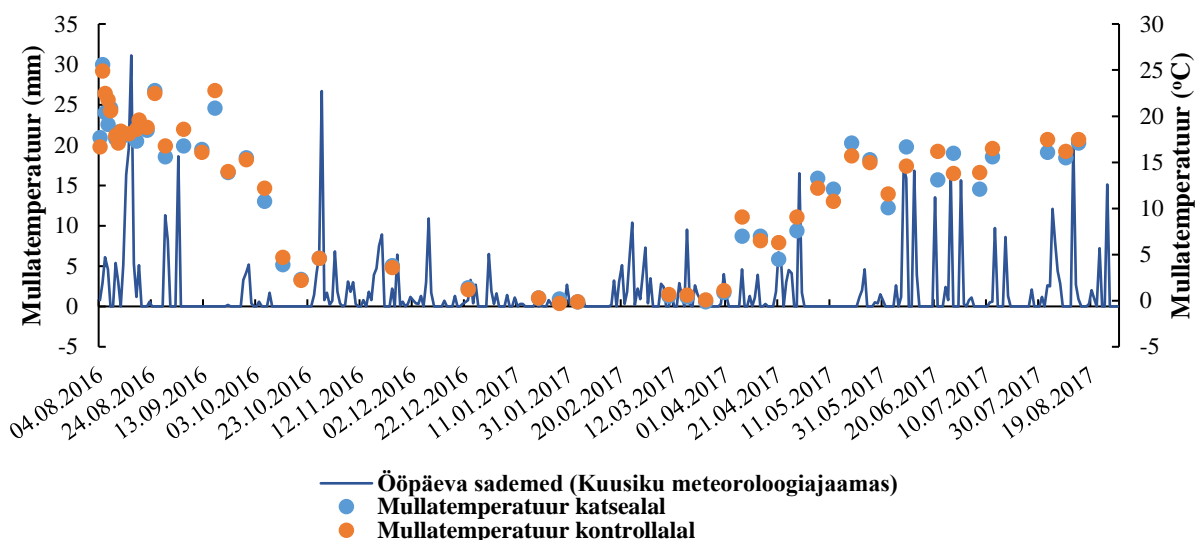
### 3. Tulemused ja arutelu

#### 3.1. Meteoroloogilised parameetrid

Ööpäeva keskmine sademete summa Kuusiku meteoroloogiajaamas ( $58^{\circ}58'23''\text{N}$ ,  $24^{\circ}44'02''\text{E}$ ) mõõteperioodil oli 1,7 mm (Joonis 5). Katse alguses 10.-19. augustil esines kümnapäevane suur vihmaperiood, mil ainult 12. augustil ei sadanud. Suurim ööpäeva sademete hulk (31,1 mm) oli 16. augustil. Intensiivse sajuperioodi ööpäeva sademete keskmine hulk oli 9,2 mm. Kogu vegetatsiooniperioodi sademete summa oli 672,1 mm. Riigi Ilmateenistuse andmeil oli Kuusikul kümne aasta (2009-2018) keskmine augustikuu sademete summa 92 mm, katse algul 2016. aastal oli august keskmisest sademeterohkem (135 mm) ning katse lõpus 2017. aastal oli sademeid keskmisest natuke vähem (82 mm). Kuusiku meteoroloogiajaamas oli kümne aasta keskmine sademete summa 705 mm, mis on natuke vähem kui 2016. (713 mm) ja 2017. aastal (786 mm). Suveperiood (juuni, juuli, august) oli 2017. aastal pisut sademetevaesem (72 mm) kui kümne aasta keskmine sademete summa (81 mm).

Keskmine maapinnatemperatuur 5 cm sügavusel mullas gaasivoogude mõõtmise ajal katse- ja kontrollalal üksteisest mõõteperioodi vältel oluliselt ei erinenud, need olid vastavalt  $12,2^{\circ}\text{C}$  ja  $12,5^{\circ}\text{C}$ . Kõige kõrgem temperatuur mõõdeti mõlemala alal 5. augustil 2016, katsealal oli see  $25,6^{\circ}\text{C}$  ja kontrollalal  $30,6^{\circ}\text{C}$ . Madalaim temperatuur mõõdeti katsealal 3. veebruaril ja 24. märtsil 2017 ( $-0,1^{\circ}\text{C}$ ) ning kontrollalal 27. jaanuaril 2017 ( $-0,3^{\circ}\text{C}$ ). Kõige suurem temperatuuride erinevus oli 21. juunil 2017, kus kontrollalal mõõdeti temperatuur  $3,1^{\circ}\text{C}$  kõrgem kui katsealal (Joonis 5).

Riigi Ilmateenistuse andmeil oli 2016. aasta augustis Kuusikul keskmine mõõdetud õhutemperatuur  $15,6^{\circ}\text{C}$  ning 2017. aastal  $15,8^{\circ}\text{C}$ . Augusti keskmine õhutemperatuur kümne aasta keskmisena (2009-2018) oli pisut kõrgem ( $16,2^{\circ}\text{C}$ ). Kümne aasta keskmine aastane õhutemperatuur Kuusikul oli  $6,0^{\circ}\text{C}$ , mis 2016. aastal oli vaid  $0,1^{\circ}\text{C}$  võrra suurem ning ( $6,1^{\circ}\text{C}$ ) ning 2017. aastal sama ( $6,0^{\circ}\text{C}$ ).



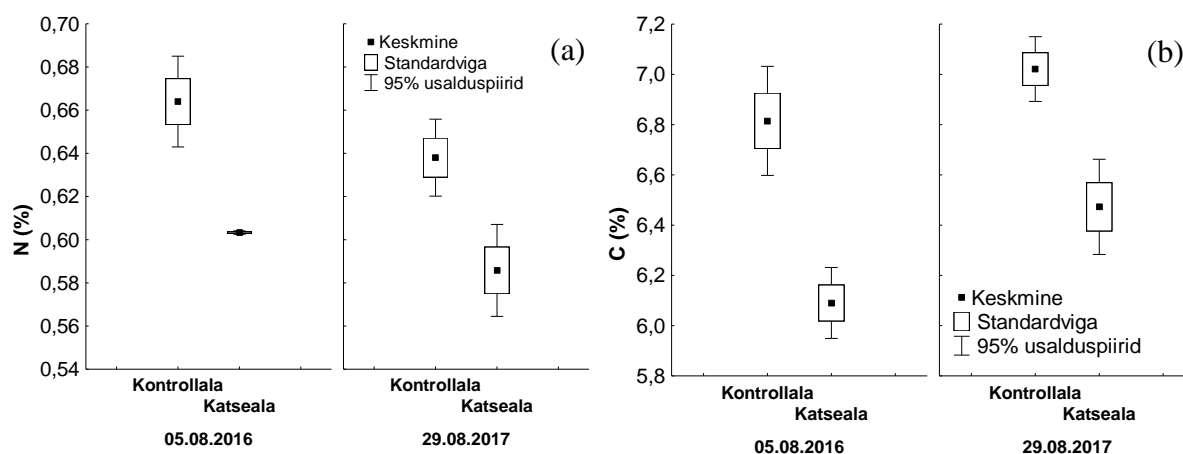
**Joonis 5.** Kuusiku meteoroloogiajaamas mõõdetud ööpäeva sademete summa ning keskmine mullatemperatuur 5 cm sügavusel katse- ja kontrollalal mõõtmisperioodil 4. august 2016 kuni 29. august 2017

### 3.2. Muld

Kehtnas oli peamiseks mullatüübiks mõlemal põlluosal rähkne gleimuld (85%) koos leostunud gleimullaga (15%), just sellise mullatüübiga põldudel on Eestis saadud suurimad talirapsi saagid (Noormets et al., 2007). Lisaks sõltuvad mulla lasuvustihedusest peaaegu kõik mulla omadused ning selle järgi iseloomustatakse mullaviljakust. Kehtnas oli mulla lasuvustihedus 0-20 cm mullakihi katsealal  $1,12 \text{ g cm}^{-3}$  ning kontrollalal  $1,11 \text{ g cm}^{-3}$ . Mulla optimaalseks lasuvus-tiheduseks on E. Kitse (1978) mulla lasuvustiheduse vahelise seose ja põllukultuuride saagikuse analüüsis hinnanud  $1,20\text{-}1,35 \text{ g cm}^{-3}$ , kuna sellise lasuvustiheduse juures on mulla veejuhtivus ja –läbilaskvu ning õhustatus kõige optimaalsemad (Astover et al., 2012).

Mulla Nüld ja Cüld määrati katse alguses ja lõpus (Joonis 6a, b) ning analüüsiti ka nende dünaamikat nii katse- kui ka kontrollalal (Joonis 7a, b). Keskmine Nüld kontsentratsioon katse- ja kontrollalal oli 5. augustil vastavalt 0,60% ja 0,66% ning Cüld vastavalt 6,09% ja 6,82%. Nii Nüld kui ka Cüld puhul oli aladevaheline erinevus statistiliselt usaldusväärne (t-test). Eestis jääb gleistunud rähkmuldade keskmine Nüld vahemikku 0,22-0,24% (Astover et al., 2012), mistõttu võib öelda, et Kehtnas oli juba enne vedelsõnnikuga väetamist väga lämmastikurikas muld. Osaliselt suurendas mulla lämmastikuisaldust tõenäoliselt see, et talirapsi eelvilja (kasutati seemnesegu Silo Power) koosseisus olid ristikusordid, mis liblikõielistena seovad hästi õhulämmastikku ja peale niidet künti põllule jäänud taimede maapealne ja maa-alune osa mulda. Mulla orgaaniline aine annab mineraliseerumisel saagi lämmastiku vajadusest  $\geq 50\%$ ,

mistõttu on see saagi toitainelega varustamisel väga oluline (King & Hofmockel, 2016). Mulla lämmastikuvaru oli katsealal 13,6 t N ha<sup>-1</sup> ja kontrollalal 14,7 t N ha<sup>-1</sup>, mis näitab, et põlluosade lämmastikuvarude vahel oli juba enne katse algust väike erinevus; sama kehtib süsinikuvaru puhul (katsealal 136,9 t C ha<sup>-1</sup> ja kontrollalal 150,9 t C ha<sup>-1</sup>). Mulla süsinikuvaru on erinevate mullaliikide osas väga varieeruv, jäädes keskmiselt vahemikku 58,0-167,5 t C ha<sup>-1</sup> ning sõltub peamiselt savi ja karbonaatide sisaldusest ning mulla veerežiimist (Kõlli et al., 2009). Mulla C/N suhe annab tõenäoliselt parima hinnangu taimede lämmastiku kättesaadavusele väetise kasutamise aastal (Möller, 2018). Katse alguses oli C/N suhe mõlemal põlluosal 10, mis näitab, et mikroobseid lagundajakooslusi limiteerib rohkem C kui N (Tanaka et al., 2014). Mulla Nüld ja Cüld peale vedelsõnniku laotamist ja kündmist peaks tõusma ning seejärel hakkama langema. Katsealal oli selline dünaamika selgelt nähtav, kuid kontrollala analüüside järgi Nüld ja Cüld kontsentratsioon peale läga laotamist langes; usaldusväärsed erinevused esinesid vaid teatud proovivõtu kuupäevade vahel (Joonis 7a, b).

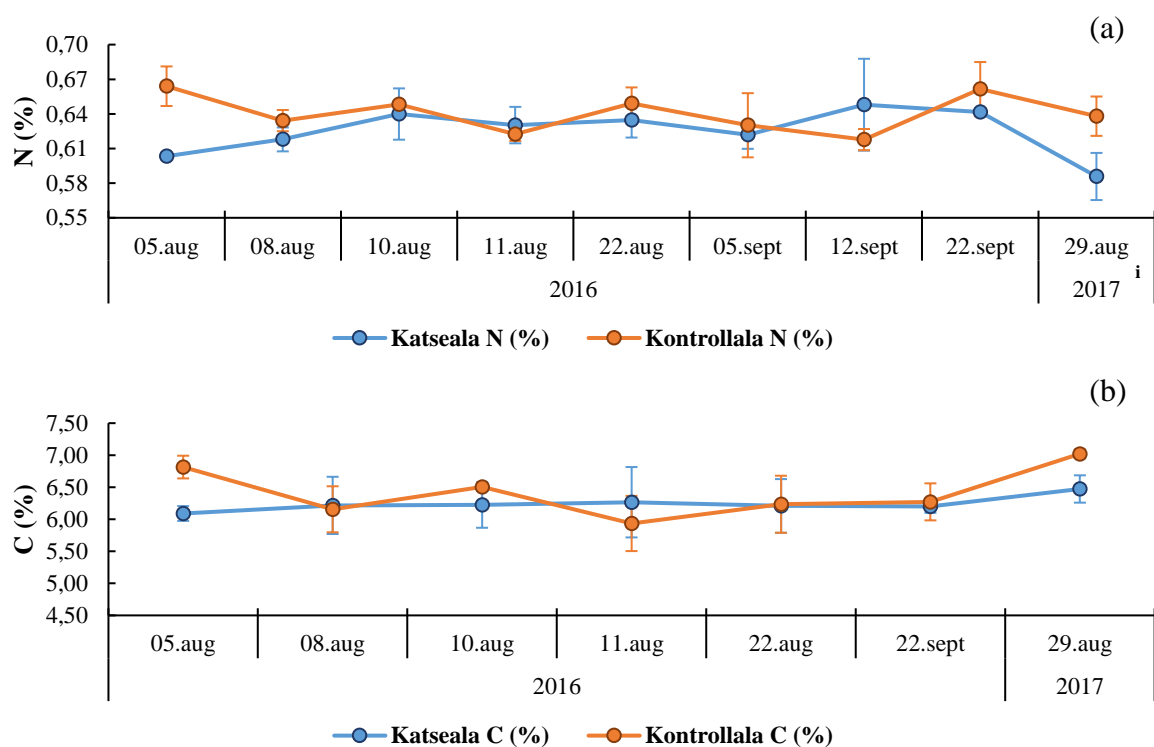


**Joonis 6.** (a): Nüld (%) kontsentratsiooni varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollala mullas katse alguses 5. august 2016 ning lõpus 29. august 2017 (t-test). (b): Cüld (%) kontsentratsiooni varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollala mullas katse alguses 5. august 2016 ning lõpus 29. august 2017 (t-test,  $p < 0,05$ ).

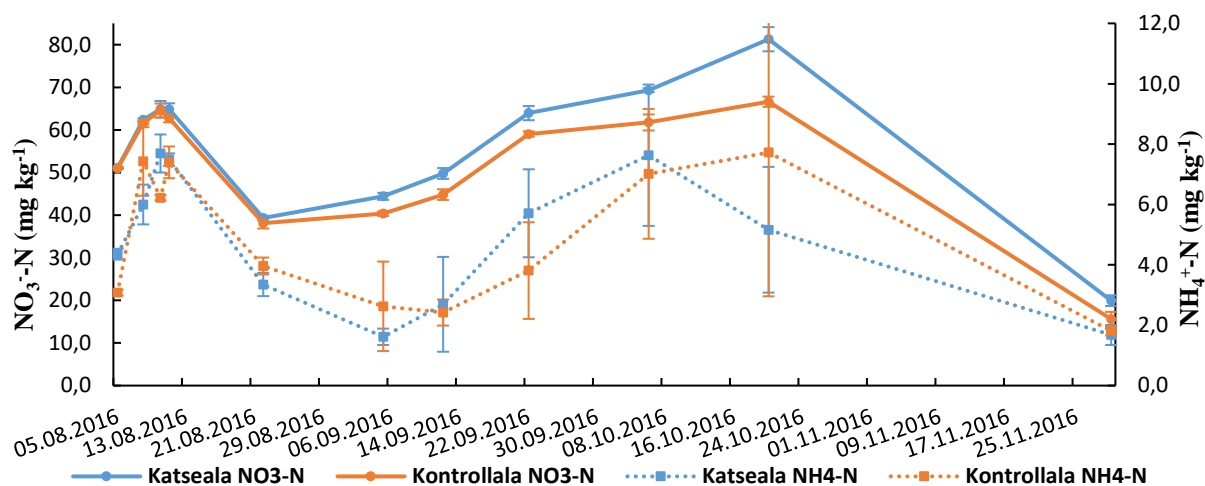
Samal ajal taimedele kättesaadava  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  kontsentratsioon mullas tõusis peale väetamist mõlemal uurimisalal, 5 augustil oli see katse- ja kontrollalal vastavalt 3,08 mg kg<sup>-1</sup> ja 4,35 mg kg<sup>-1</sup>, peale väetamist võetud mullaproovis (8. august) oli see 7,43 mg kg<sup>-1</sup> ja 6,0 mg kg<sup>-1</sup>, kuid aladevahelised erinevused ei olnud usaldusväärsed (Mann-Whitney U-test). Suurem  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sisaldus on tingitud sellest, et  $\text{NH}_4^+$  on peamine mineraalse lämmastiku vorm, milles vedelsõnnikuga mulda viidud lämmastik esineb (Fangueiro et al., 2009).  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  sisaldus mullas on vähemalt järk suurem kui  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (Joonis 8), mis viitab intensiivsele nitrifikatsioonile, mida soodustavad nii mulla kõrge lämmastiku sisaldus kui ka pH.  $\text{NO}_3^-\text{-N}$

keskmine kontsentratsioon mõõteperioodi jooksul varieerus katsealal väiksemas vahemikus ( $15,62\text{--}66,62\text{ mg kg}^{-1}$ ) kui kontrollalal ( $19,94\text{--}81,29\text{ mg kg}^{-1}$ ). Selline tulemus oli oodatav, kuna DMPP kasutamise eesmärk on stabiliseerida mullas  $\text{NH}_4^+$ , et see ei muunduks nii kiiresti  $\text{NO}_3^-$ -ks. Kuid statistiliselt usaldusväärset erinevust  $\text{NO}_3^-$ -N sisalduses katse- ja kontrollala mullas ei täheldatud (Mann-Whitney U-test). Nii  $\text{NH}_4^+$ -N kui ka  $\text{NO}_3^-$ -N kahanemine mullas on tõenäoliselt seotud 10. augustil külvatud rapsitaimiku mineraaltoitainete omastamisega intensiivse kasvu tõttu. Kasvu aeglustudes hakkavad suurenema mineraalse lämmastiku kontsentratsioonid mullas.

Mulla Nüld kontsentratsiooni väärtused olid nii katse- kui ka kontrollalal katseperioodi lõpus väiksemad kui alguses (Joonis 7a), kuid erinevus ei olnud statistiliselt usaldusväärne (t-test). Katseperioodi lõpus oli mulla Nüld sisaldus katsealal 0,59% ning kontrollalal 0,64%, kuid aladevaheline erinevus jäi püsima. Mulla Cüld kontsentratsiooni väärtused oli nii katse- kui ka kontrollalal katseperioodi lõpus suuremad kui alguses (Joonis 7b), kuid erinevus ei olnud statistiliselt usaldusväärne (t-test). Katseperioodi lõpus oli mulla Cüld sisaldus katsealal 0,67% ning kontrollalal 7,02%, kuid aladevaheline erinevus jäi püsima.



**Joonis 7.** Keskmise mulla Nüld (%) ja 95% usalduspiirid (a) ning keskmise Cüld (%) ja 95% usalduspiirid (b) katse- ning kontrollala künnikihis perioodil august-september 2016 ning 29. august 2017.



**Joonis 8.** Keskmise mulla  $\text{NO}_3^-$ -N ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) ja  $\text{NH}_4^+$ -N ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) kontsentratsioon ning 95% usalduspiirid katse- ja kontrollala künnikihis perioodil 5. august-29. november 2016.

### 3.3. Väetamine

Kehtnas oli laotamise päeval vedelsõnniku keskmine Nüld sisaldus 2,65%, Cüld sisaldus 42,02% ja taimede poolt kiiresti omastatava  $\text{NH}_4^+$ -N sisaldus  $6132,2 \text{ mg kg}^{-1}$  ning pH 8,02. Hektarile viidud 30 tonni vedelsõnniku keskmine Nüld oli  $64,29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Tabel 1) ning ühe tonni kohta oli see  $2,14 \text{ kg N t}^{-1}$ ; keskmine Cüld sisaldus 30 tonnis vedelsõnnikus oli  $1019,23 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning ühe tonni kohta  $33,97 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Mineraaltoitainete sisaldus vedelsõnnikus võib olla väga varieeruv ning Webb et al., (2011) tõi oma 15 Euroopa Liidu riigis ning Šveitsis läbiviidud uurimuses välja, et Nüld sisaldus veiselägas jäi vahemikku 2,3-6,0  $\text{kg N t}^{-1}$  ning keskmiselt oli see  $3,9 \text{ kg N t}^{-1}$ . Kehtnas oli võrreldes Webb et al., (2011) katses väljatoodud Euroopa keskmisega Nüld sisaldus sõnnikus väiksem. Vedelsõnniku panus mulla Nüld kontsentratsiooni kasvule oli küllaltki väike, kuid selle lisamine ergutas mineralisatsiooni orgaanilise aine lagunemisel (Khan et al. 2017). Ka oli eelnevas kultuuris põllul liblikõielisi, mistõttu peale niitmist ja kündi lisandus mulda tõenäoliselt palju lämmastikurikast orgaanilist ainet. Kuna uurimisaladel oli mulla künnikihi C/N suhe 10, siis limiteeris antud juhul lagundajakooslusi rohkem süsinik kui lämmastik (Tanaka et al., 2014). Seega on täiendava süsiniku viimine mulda vedelsõnnikuga väga oluline.

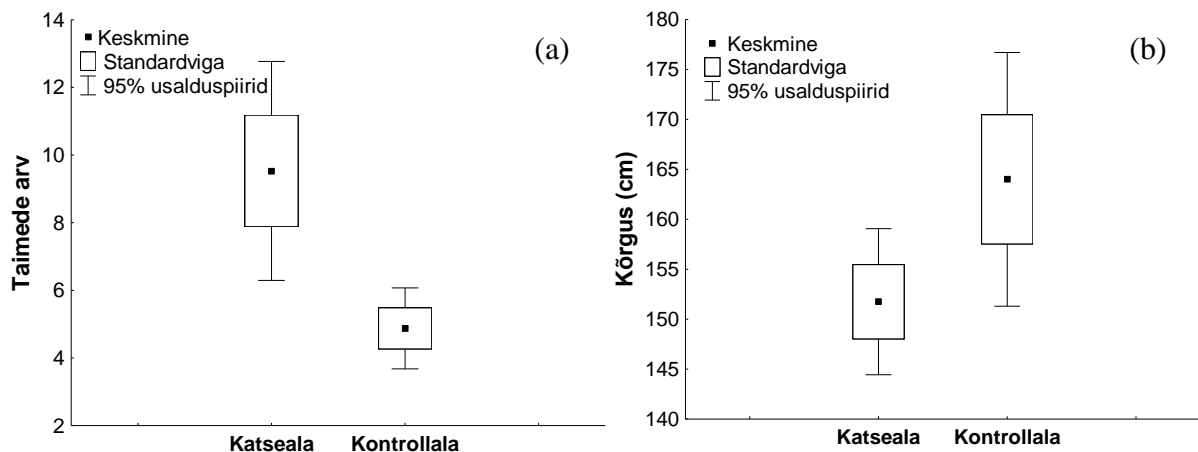
Vedelsõnniku keskmine kuivaine (KA) sisaldus oli 8,09%. Webb et al., (2011) uuringus selgus, et suurema kuivainesisaldusega vedelsõnnikus oli ka lämmastiksisaldus suurem. Läga suurem KA sisaldus toob kaasa suurema lämmastikukao  $\text{NH}_3$  lendumise tõttu, sest vedelam fraktsioon infiltreerub kiiremini mulda ning vedelsõnnik puutub atmosfääriõhuga lühemat aega kokku. Nii

toovad Bogun ja Jõgeva (2005) välja, et 6%-lise KA sisaldusega vedelsõnniku puhul on lämmastikukaod kuni 20% võrra suuremad kui sõnnikul, mille KA on 2%. Lägaga põllule viidava kergesti omastatava lämmastiku efektiivsust vähendavad  $\text{NH}_3$  emissioon ning  $\text{NO}_3^-$  väljakanne (Bogun ja Jõgeva, 2005).

### **3.4. Akumuleerunud biomass ja selles sisaldunud lämmastik**

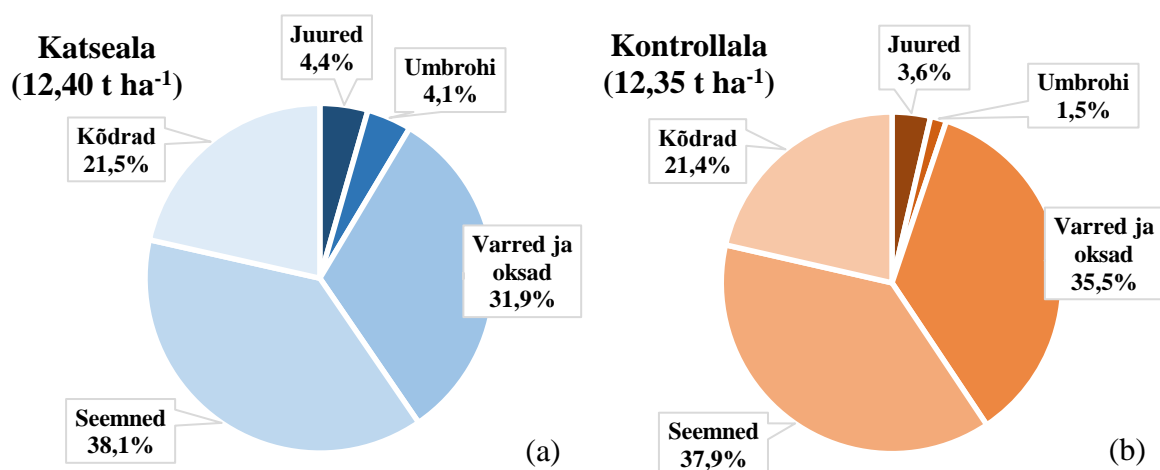
Kehtnas varieerus taimede arv katse- ja kontrollala kümnel prooviruudul vastavalt vahemikes 4-17 ning 2-7 (Joonis 9a). Katsealal varieerus see number suuremas vahemikus kui kontrollalal ning keskmine taimede arv ruutmeetril oli seal 10, kontrollalal oli keskmiselt 5 taime ruutmeetril, kuid erinevus polnud statistiliselt oluline (t-test). Mida rohkem ühel ruutmeetril taimi kasvab seda suurem on konkurents. Sierts et al., (1987) näitas oma katsetega, et kui taimed jaotuvad ühtlaselt, siis on nendevaheline konkurents väiksem ning saagikus suurem ja stabiilsem. Ka Kuai et al., (2015) leidis, et suurema taimede tiheduse korral moodustus vähem kõtru ning taime seemnesaak oli väiksem. Erinevates kirjandusallikates välja toodud talirapsipõllu keskmine taimede arv ruutmeetril kõigub väga suures vahemikus ning võib ulatuda olenevalt sordist 200-ni, kuid keskmiselt on see 40-50 taime ruutmeetri kohta (Diepenbrock, 2000; Kuai et al., 2015; Sierts et al., 1987). Tuleb arvestada ka sellega, et talirapsi puhul on väga palju sorte ning taimede arvukus ruutmeetril varieerub sortide lõikes. Katses kasutatud sordi DK Sequoia kõrgus oli katsealal keskmiselt 151,8 cm ning kontrollalal 164,0 cm (Joonis 9b). Statistiliselt olulist erinevust katse- ja kontrollala taimede keskmiste kõrguste vahel ei esinenud ( $p>0,05$ ). Ent Öztürk, (2010) tõi Türgis läbiviidud uurimuses välja, et lämmastikväetiste kasutamine suurendas rapsitaimede kõrgust võrreldes kontrollalaga, kus väetisi ei kasutatud.





**Joonis 9.** (a): talirapsi taimede arvu varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollala kümnel 1 m<sup>2</sup> suurusel proovialal (t-test,  $p < 0,05$ ). (b): talirapsi taimede kõrguse (cm) varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollala kümnel 1 m<sup>2</sup> suurusel proovialal (t-test,  $p > 0,05$ ).

Kogu biomassi kuivkaal hektari kohta ei erinenud alade vahel (t-test), katsealal oli kogu biomass 12,40 t ha<sup>-1</sup> ning kontrollalal 12,35 t ha<sup>-1</sup>. Mis näitab, et väiksem keskmine taimede arv kontrollalal ühel ruutmeetril ei mõjutanud kogu biomassi aladevaheliselt. Suurima osa kogu biomassist moodustasid mõlemal alal seemned (katsealal 38,1% ja kontrollalal 37,9%) ning varred ja oksad (katsealal 31,9% ja kontrollalal 35,5%) (Joonis 10a, b). Väikseima osakaaluga olid juured (katsealal 4,4% ja kontrollalal 3,6%), millest omakorda moodustasid peajuured katsealal 2,93% ja kontrollalal 2,73%, < 2mm juured katsealal 0,44% ja kontrollalal 0,30% ning ≥ 2mm juured katsealal 1,07% ja kontrollalal 0,61%. Talirapsi maaepalsete ja maa-aluste osade keskmine N% oli katsealal 1,57% ning kontrollalal 1,53%. Ka B. Kramberger et al., (2009) sai oma eksperimendis sarnase tulemuse, kus talirapsi Nüld sisaldus oli kolme erineva eksperimendi puhul vastavalt 1,81%, 1,44% ja 1,48%. Keskmine C/N suhe samades katsetes oli 32,3, 33,5 ja 40,6. Kehtnas oli keskmine C/N suhe talirapsi biomassil kõrgem, katsealal oli see 46,6 ning kontrollalal 47,2, kuid usaldusväärset erinevust ei esinenud (t-test) (vt Lisa 2 Joonis 1).

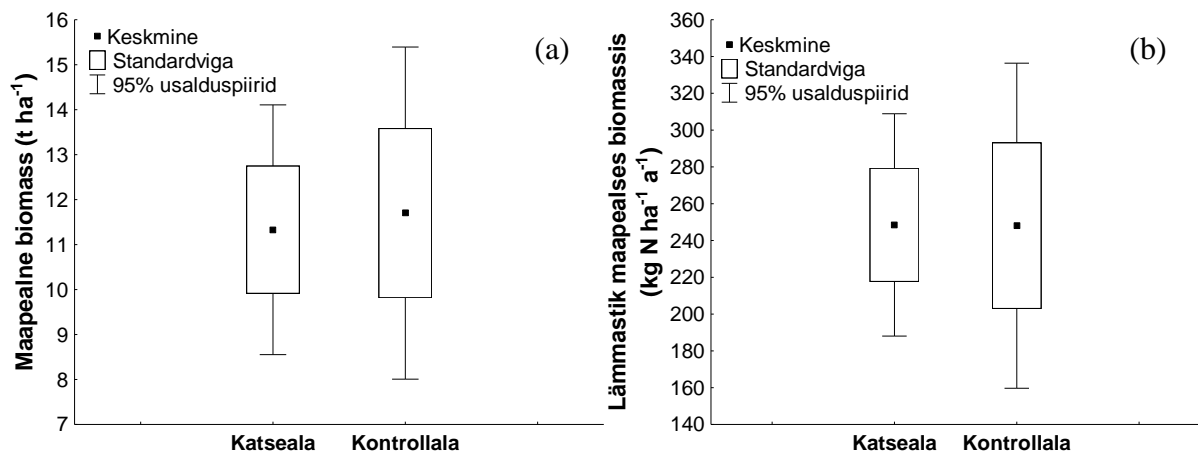


**Joonis 10.** Katseala (a) ja kontrollala (b) talirapsi ning umbrohu biomassi (t ha<sup>-1</sup>) allokatsioon (%) koristamise ajal.

### 3.4.1. Maapealne biomass

#### Taliraps

Talirapsitaimede maapealse osa kuivkaalud katse- ja kontrollalal üksteisest ei erinenud (t-test). Keskmiselt oli ühe taime maapealse osa kuivkaal katsealal 150,90 g (48,35 - 261,44 g) ning kontrollalal 255,72 (70,48 - 507,70 g). Kuigi ilmnes tendents, et keskmine rapsitaimede arv kontrollalal oli väiksem kui katsealal, siis taimede keskmine maapealne biomass hektaril ei erinenud (Joonis 11a). Keskmine rapsitaimede maapealne biomass oli katsealal 11,33 t ha<sup>-1</sup> ning kontrollalal 11,70 t ha<sup>-1</sup>. Keskmiselt oli kogunenud talirapsi maapealses osas lämmastikku katsealal 248,48 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning kontrollalal 248,04 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Joonis 11b). Joonistel 11a ja 11b on esitatud keskmiste võrdlus 95%-liste usaldusvahemike abil. Näeme, et taimede kuivkaalud ning lämmastiku sisaldused alade vahel ei erine, kuna usaldusvahemikud kattuvad ning erinevust ei saa tõestada (t-test).



**Joonis 11.** (a): talirapsi maapealse biomassi (varred ja oksad, kõdrad, seemned ( $t\ ha^{-1}$ )) varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollalal hektari kohta (t-test). (b): talirapsi biomassi lämmastiku sisalduse ( $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ ) varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollalal hektari kohta (t-test).

### Varred ja oksad

Talirapsi varte ja okste kuivkaalud alade vahel statistiliselt oluliselt ei erinenud (t-test). Keskmise kogu taime varte ja okste kaal oli katse- ja kontrollalal vastavalt 92,96 g ning 159,22 g. Varred ja oksad moodustasid keskmiselt kogu taime maapealsest biomassist katsealal 34,8% ning kontrollalal 37,4%. Keskmiselt oli varsi ja oksti hektaril katsealal 3,95  $t\ ha^{-1}$  ning kontrollalal 4,38  $t\ ha^{-1}$ , kuid aladevahelist usaldusväärset erinevust ei esinenud (t-test). Analüüsitud N% vartes ja okstes katse- ja kontrollalal oli keskmiselt vastavalt 1,07% ning 0,80% ning nende vahel esines statistiliselt oluline erinevus (t-test). Lämmastikku hektari kohta kogunes vartesse ja okstes katsealal 43,95  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$  ja kontrollalal 34,10  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ , mis jäi pärast saagi koristamist põllule, et seda saaks kasutada järelkultuur (Tabel 1).

### Kõdrad

Taime saagikus sõltub sellest kui mitu kõtra taime kohta on ja seemnete osatähtsusest kõdras. Kehtnas moodustasid tühjad kõdrad kogu kõtrade (seemned+kõdrad) biomassist katsealal 36,0% ning kontrollalal 36,1%. Keskmise kõtrade kaal hektaril oli katsealal 2,66  $t\ ha^{-1}$  ning kontrollalal 2,64  $t\ ha^{-1}$ , mis üksteisest ei erinenud ( $p > 0,05$ , t-test). Keskmise kõtrade N% katsealal oli 0,9% ning kontrollalal 1,1%, statistiliselt usaldusväärne erinevus puudus (t-test). Lämmastikku hektari kohta oli kõdrades katsealal 23,85  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$  ning kontrollalal 27,52  $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ , mis jäi pärast saagi koristamist põllule (Tabel 1).

## Seemned

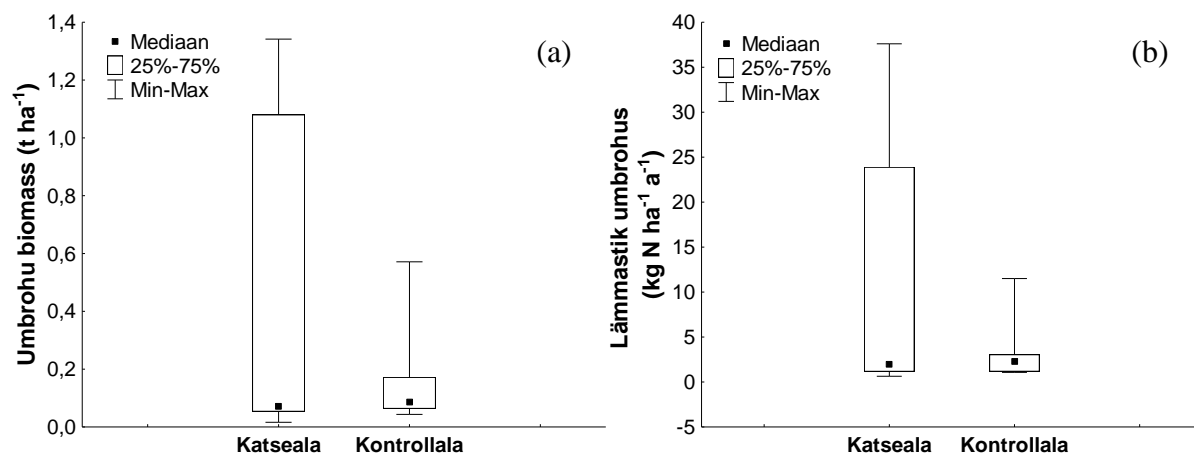
Eesti ilmastikutingimusi peetakse üldjuhul sellisteks, mis ei võimalda saada nii suuri saake nagu Lääne-Euroopas. Lisaks optimaalsetele ilmastikutingimustele on suurema saagikuse eeldusteks ka lämmastikväetiste õige kasutamise tehnoloogia, kogus ning ajastus. Talirapsi keskmine potentsiaalne saak 2017. aastal Kehtnas saadi hektari kohta katse- ja kontrollalal arvutuslikult vastavalt 4,72 t ha<sup>-1</sup> ning 4,68 t ha<sup>-1</sup>, mis omavahel statistiliselt usaldusväärselt ei erinenud (t-test) (Tabel 1). L. Tartlan ja E. Nugis (2009) andmetel võivad seemnete varisemise tõttu rapsi koristuskaod hektari kohta ulatuda kuni 300 kg-ni. Kehtna Mõisa OÜ agronoom Marko Satsi andmetel oli tegelik talirapsi saak põllult 4 t ha<sup>-1</sup> ning erinevust katse- ja kontrollalal ettevõtte saagis ei täheldanud. DMPP mõju rapsi saagikusele ei leitud, kuna mõlemal alal oli potentsiaalne saak praktiliselt võrdne ning ei erinenud usaldusväärselt. Kirjanduse andmetel on leitud aga DMPP mõju talinisu saagikusele (Pasda et al., 2001; Huérfano et al., 2015). Kasutatud talirapsi sort DK Sequoia oli 2016. aastal viljelusvõistlusel saagikuses 1. kohal ning 2015 aastal nii 2., 3., kui ka 4. kohal (Baltic Agro 2019). Eestis viljelusvõistlusel osalenute rekord talirapsi saagikuses jääb aastasse 2015, mil Lääne-Virumaal saadi hektarilt 6,9 tonni talirapsi (Viljelusvõistlus, 2015). Eesti Maaviljeluse Instituudi poolt läbiviidud katsetes on talirapsi keskmiseks saagiks saadud 2,5-4,0 t ha<sup>-1</sup> (Kaarli, 2003).

Suurem osa taimekasvuks vajalikust lämmastikust paigutus vegetatsiooniperioodi lõpus seemnetesse, kus keskmine N% seemnetes oli katsealal 3,9% ja kontrollalal 4,0% ning lämmastiku kogus arvutuslikult hektari kohta saadi katsealal 180,67 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja kontrollalal 186,43 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Seemned moodustasid kogu taime maapealsest osast katsealal 41,7% ning kontrollalal 40,0%. Statistiliselt olulist erinevust ühegi tunnuse puhul katse- ja kontrollala vahel ei leitud (t-test). Kuna talirapsi seemnetest õli eraldamise käigus saadakse rapsikook, mida kasutatakse loomade energia- ja proteiinisöödana, siis on selle suur proteiinisaldus väga oluline ning näitab kõrget söödaväärtust (Jõudu et al., 2015). Keskmine lämmastiku sisaldus proteiinis on 16% ning proteiini sisalduse saamiseks korrutatakse Nüld protsent 6,25-ga (FAO, 2003). Keskmine proteiini sisaldus seemnetes katsealal oli 24,1% ning kontrollalal 25,2%. Eesti tootmispõldudel aastatel 2003-2006 kasvatatud talirapsi seemnete keskmine proteiini sisaldus oli 21,8% (Noormets et al., 2007).

## Umbrohi

Taimede vahel esineb konkurents valguse ja toitainete pärast ning põllumehe huvides on, et põllul kasvaks vaid põhikultuur ja umbrohtu võimalikult vähe. Ent lämmastikväetiste

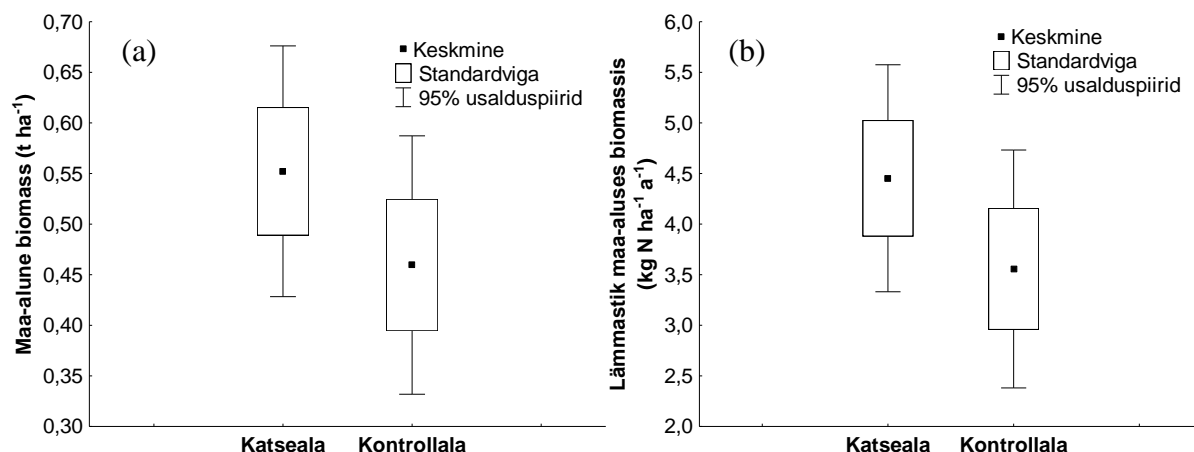
kasutamine võib mõjutada ka umbrohuseemnete idanemist ja sellega limiteerida põhikultuuri kasvu, vähendades kultuuri poolt omastatava lämmastiku kogust (Menalled et al., 2002). Kehtnas oli umbrohtude osakaal katsealal oluliselt suurem kui kontrollalal. Keskmise umbrohtude biomass hektaril oli katsealal  $0,51 \text{ t ha}^{-1}$  ja kontrollalal  $0,19 \text{ t ha}^{-1}$  (Joonis 12a) ning keskmine N% oli vastavalt 2,8% ja 2,2%. Keskmise aastane lämmastiku kogus, mis põllule umbrohtude maaepalse osaga jäi, oli katsealal  $13,06 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning kontrollalal  $3,63 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Joonis 12b) (Tabel 1).



**Joonis 12.** (a): umbrohu maaepalse biomassi kaalu ( $\text{t ha}^{-1}$ ) varieeruvus ja statistilised näitajad (mediaan, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused) katse- ja kontrollalal hektari kohta (Mann-Whitney U-test,  $p > 0,05$ ). (b): umbrohu biomassi lämmastiku sisalduse ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) varieeruvus ja statistilised näitajad (mediaan, 25- ja 75-protsentiilid, miinimum ja maksimum väärtused) katse- ja kontrollalal hektari kohta (Mann-Whitney U-test,  $p < 0,05$ )

### 3.4.2. Maa-alune biomass

Juurestik moodustas kogu taime biomassist väga väikese osa, katsealal oli see 4,6% ning kontrollalal 4,0%. Kirjanduse andmetel on talirapsi juurestiku osatähtsus kogu taime biomassist ligikaudu 20% (Bečka, et al., 2004), see on suurem kui Kehtna põllul. Saadud tulemus näitab, et varustatus mineraaltoitainetega pole antu juhul taimeproduktisoonis limiteeriv tegur. Samuti on talirapsi erinevate genotüüpide juurestiku uurimisel selgunud märkimisväärne geneetiline varieeruvus peenjuurte osakaalu osas kogu taime massist (Bouchet et al., 2016a). Kehtnas oli saagi koristusajal rapsipõllu maa-aluse osa biomass hektari kohta katsealal  $0,55 \text{ t ha}^{-1}$  ning kontrollalal  $0,46 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Joonis 13a). Keskmine N% talirapsi maa-aluses biomassis oli katsealal 0,96% ja kontrollalal 0,84% ning kogunenud lämmastik katsealal  $4,45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ja kontrollalal  $3,56 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Joonis 13b).



**Joonis 13.** (a): talirapsi maapealse biomassi kaalu (varred ja oksad, kõdrad, seemned) ( $\text{t ha}^{-1}$ ) varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollalal hektari kohta (t-test,  $p > 0,05$ ). (b): biomassi lämmastiku sisalduse ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) varieeruvus ja statistilised näitajad (keskmine, standardviga, 95% usalduspiirid) katse- ja kontrollalal hektari kohta (t-test,  $p > 0,05$ ).

## Peajuur

Kogu juurestikust moodustas peajuur peamise osa, katsealal oli see keskmiselt 66,16% ning kontrollalal 73,68%. Keskmine peajuure biomass hektari kohta oli katsealal  $0,36 \text{ t ha}^{-1}$  ning kontrollalal  $0,34 \text{ t ha}^{-1}$  ning keskmine N% oli vastavalt 0,74% ja 0,79 %. Seejuures jäi peajuurtega peale saagikoristust põllule lämmastikku hektari kohta katsealal  $2,71 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  ning kontrollalal  $2,68 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  (Tabel 1). Ühegi tunnuse puhul statistiliselt olulist erinevust alade vahel ei leitud (t-test).

## $\geq 2 \text{ mm}$ juured

Kogu juurestikust moodustasid  $\geq 2 \text{ mm}$  külgujuured võrreldes peajuurega palju väiksema osa. Keskmine  $\geq 2 \text{ mm}$  külgujuurte biomass hektari kohta oli katsealal  $0,13 \text{ t ha}^{-1}$  ning kontrollalal  $0,08 \text{ t ha}^{-1}$ . Keskmine N%  $\geq 2 \text{ mm}$  külgujuurtes katsealal oli 0,77% ning kontrollalal oli see 0,57%, mis sellel alal oli juurestikus madalaim näitaja. Seejuures peale saagikoristust jäi  $\geq 2 \text{ mm}$  külgujuurtega põllule lämmastikku hektari kohta katsealal  $0,97 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  ning kontrollalal  $0,50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  (Tabel 1). Ühegi tunnuse puhul statistiliselt olulist erinevust alade vahel ei leitud (t-test).

## $< 2 \text{ mm}$ juured

Kogu juurestikust moodustasid  $< 2 \text{ mm}$  külgujuured väga väikese osa, katsealal keskmiselt 9,40% ning kontrollalal 7,74%. Keskmine  $< 2 \text{ mm}$  külgujuurte biomass hektari kohta oli katsealal  $0,054 \text{ t ha}^{-1}$  ning kontrollalal  $0,037 \text{ t ha}^{-1}$ . Keskmine N% oli kogu juurestikust  $< 2 \text{ mm}$

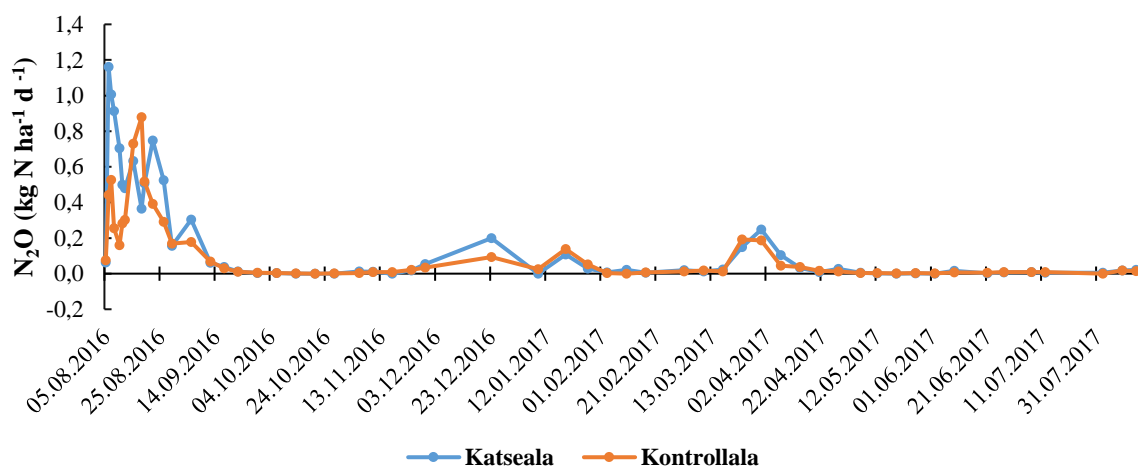
külgjuurtes suurim, katsealal oli see 1,36% ning kontrollalal 1,17%. Peale saagikoristust jäi < 2 mm juurtega põllule lämmastikku hektari kohta katsealal 0,78 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning kontrollalal 0,43 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Tabel 1). Ühegi tunnuse puhul statistiliselt usaldusväärset erinevust alade vahel ei leitud (t-test).

### 3.5. Lämmastiku gaasilised vood

Lämmastikubilansi gaasiliste voogude hindamisel arvestati ainult keskkonnale kahjuliku kasvuhoonegaasi N<sub>2</sub>O voogusid, kuna N<sub>2</sub> emissiooni ja NH<sub>3</sub> lendumist ei mõõdetud.

NH<sub>3</sub> emissioon sõnnikust on proportsionaalne sõnniku pinnal oleva ammoniaagi kontsentratsiooni ja atmosfääris sõnniku pinna kohal oleva ammoniaagi kontsentratsiooni erinevusega (Chardon et al., 1991). Lämmastiku kaod ammoniaagina võivad olla kuni 50%. G. Bogun ja V. Jõgeva (2005) toovad välja, et kui vedelsõnniku mulda viimisel segada see viivitamatult mullaga, siis nii on võimalik lämmastiku kadusid ammoniaagina vähendada kuni 90%. Kui sõnniku mulda segamine toimub pärast laotamist kuni 6 tunni jooksul, siis on lämmastiku kadusid NH<sub>3</sub>-na võimalik vähendada 50%. Ammoniaagi lendumist vähendab samuti tugev vihmahoog peale sõnniku laotamist, kuna see suurendab selle imbumist mulda ning õhuga kokkupuute aeg on väiksem (Beauchamp, 1983). Kehtnas oli peale sõnniku laotamist samuti vihmaperiood, mis tõenäoliselt vähendas lämmastiku kadusid ammoniaagina.

N<sub>2</sub>O emissiooni osas olid kõige tähtsamad katseperioodi alguse esimesed kaks kuud, mil läga oli alles laotatud ning DMPP mõjuperiood tõenäoliselt kestis. Enamjaolt kogu aasta vältel olid N<sub>2</sub>O emissiooni väärtused katsealal suuremad kui kontrollalal, aladevaheline usaldusväärne erinevus siiski puudus (Wilcoxon test) (Joonis 14). Mõõteperioodi keskmine N<sub>2</sub>O voog oli katsealalt 0,167 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> ning kontrollalalt 0,113 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Mõõdetud N<sub>2</sub>O vood varieerusid katse- ja kontrollalal vastavalt vahemikes -0,0004-1,160 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> ja -0,00009-0,878 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Lämmastikubilansi koostamiseks hinnatud N<sub>2</sub>O vood olid katse- ja kontrollalal vastavalt 30,1 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja 22,0 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Seega kolmandik kuni pool vedelsõnnikuga juurde antud lämmastikust emiteerus kahjuliku kasvuhoonegaasina N<sub>2</sub>O; vastav globaalse soojenemise potentsiaal CO<sub>2</sub> ekvivalentides on katsealal 14 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja kontrollalal 10 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (IPCC, 2013).



**Joonis 14.** Keskmised mõõdetud N<sub>2</sub>O vood katse- ja kontrollalalt perioodil 5. august 2016 kuni 14. august 2017. Aladevaheline erinevus ei olnud usaldusväärne (Wilcoxon test).

Katse- ja kontrollala tulemused N<sub>2</sub>O emissioonide osas olid vastupidised oodatule, sest eeldati väiksemaid N<sub>2</sub>O voogusid nitrifikatsiooni inhibiitoriga põllult, kuna DMPP efektiivsuseks N<sub>2</sub>O vähendamisel loetakse ca 50% (Bernsdtrup, 2016). DMPP peaks inhibeerima nitrifikatsiooni esimest etappi (Zerulla et al., 2001) ning seeläbi vähendama edasisi nitrifikatsiooni- ja denitrifikatsiooniprotsesse, mille käigus tekib N<sub>2</sub>O (Buchkina et al., 2013; IPNI, 2014; Ligi, 2015). Ent mitmetes välikatsetes on N<sub>2</sub>O vähendamise efektiivsus varieerunud vahemikus 0-60% (Barth et al., 2001; Dittert et al., 2001; Zerulla et al., 2001; Macadam et al., 2003; Menéndez et al., 2006). DMPP tõhususe erinevuse põhjusi ei ole siiani täielikult teada, kuna N<sub>2</sub>O vood on mõjutatud mitmetest keskkonnaparametritest ning iga katse ülesehitus on olnud pisut erinev. On leitud, et tõenäoliselt on peamisteks mõjutajateks kaks keskkonnategurit – mulla veesisaldus ning temperatuur (Menéndez et al., 2012). Kehtnas oli peale läga laotamist väga intensiivne vihmaperiood (10.-19. august), mis võis seega oluliselt vähendada DMPP mõju. Kümne päeva keskmisena sadas ööpäevas 9,2 mm, kusjuures eriti intensiivne sadu oli 14.-16 august, mil sadas 72% kogu vihmaperioodi sademetest. Esimese kolme nädala jooksul oli N<sub>2</sub>O emissioon mõlemal alal väga varieeruv (Joonis 14), näiteks oli 18. augustil katsealal N<sub>2</sub>O emissioon sel päeval poole suurem kui kontrollalal, mis võib näidata, DMPP väga lühiajalist mõju. Reeves ja Wang (2015) leidsid Austraalias Queenslandis nisu- ja odrapõllul kolme aasta jooksul läbi viidud katses, kus N<sub>2</sub>O lendumist automaatkambritega mõõdeti, et pärast tugevaid vihmasadusid (>20 mm ööpäevas) N<sub>2</sub>O vood suurenesid (>20 g N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) ning kestsid kuni kaks nädalat. Rohumaal läbiviidud katses, kus põllule viidi vedelsõnnik+DMPP, leidsid Menéndez et al., (2009), et kui mulla veega täidetud pooride ruum oli >60%, siis DMPP ei vähendanud N<sub>2</sub>O voogusid nii nagu madalama mulla veesisalduse korral.



Õhu- ja pinnasetemperatuurid mõjutavad samuti  $N_2O$  voogusid (Reeves ja Wang, 2015), mistõttu varieeruvad  $N_2O$  vood ka ööpäeva jooksul. Kehtnas leiti ööpäevaste maapinnatemperatuuride (mõõdetud uurimisaladel) ning  $N_2O$  voogude vahel katse- ja kontrollalal nõrk logaritmiline seos (katseala  $R^2=0,52$ , kontrollala  $R^2=0,41$ ). Kehtnas olid katseperioodi algul, vedelsõnniku laotamise ajal, kuni oktoobri alguseni maapinna- ning õhutemperatuurid võrdlemisi kõrged, mis soodustasid tõenäoliselt  $N_2O$  emissiooni. Õhu- ja pinnasetemperatuuride ööpäevase varieeruvuse tõttu on  $N_2O$  voogusid parem hinnata automaatsmõõtmisseadmetega, kui nende kasutamine ei ole võimalik, siis tuleks pimekambritega mõõtmisel arvestada, milline on parim aeg proovide võtmiseks ja kui tihti neid võtta. Kehtnas toimus see päeval (12:00-16:00), mis kirjandusest loetu põhjal võib põhjustada  $N_2O$  voogude ülehindamise. Austraalias Queenslandis läbi viidud uuringus leiti, et ööpäeva keskmist  $N_2O$  voogu iseloomustasid gaasiproovid, mis võeti hommikul vahemikus 09.00-12.00 ning õhtul 21.00-00.00 (Reeves ja Wang, 2015). Sama leiti ka Šotimaal Edinburghis ja Brasiilias Seropedicas läbiviidud uuringutes, kus regressioonanalüüsi alusel on  $N_2O$  proovide võtmiseks parim aeg hommikul (9:00-10:00) või õhtul (21:00-22:00), kuna nendel aegadel mõõdetud  $N_2O$  vood iseloomustasid kõige paremini ööpäeva keskmist  $N_2O$  lendumist (Alves et al., 2012). Merino et al., (2005) kirjeldas, et Hispaanias tehtud katses oli DMPP mõju sügisel pikem kui kevadel, mis viitab sellele, et DMPP molekuli võimalik kiirem lagunemine kõrgematel pinnatemperatuuridel võib põhjustada väiksema efektiivsuses.

$N_2O$  võib moodustuda ka kõrvalsaadusena nitrifikatsiooni esimeses etapis ammoniaagi ( $NH_3$ ) oksüdeerimisel hüdroksüülamiiniks ( $NH_2OH$ ). Ammoniaagi oksüdeerimisel on olulised nii nitrifitseerijad bakterid (AOB) kui nitrifitseerijad arhed (AOA), kuid kuna nende raku biokeemia ning füsioloogia on erinevad, siis kalduvad mõlemad ammoniaaki oksüdeerivad mikroobid hõivama erinevaid agroökosüsteeme hõivama, mis erinevad pH, lämmastiku oleku ning muude mulla omaduste poolest (He et al., 2007; Menéndez et al., 2012). Põllumajanduses on DMPP mõju ammoniaaki oksüdeerivatele bakteritele ja ammoniaaki oksüdeerivatele arhede jaoks veel ebaselge (Chen et al., 2014), kuid kirjanduse andmetel on suurem mõju AOB-de elutegevuse inhibeerimisele (Cui et al., 2013; Gong et al., 2013; Yang et al., 2013). Kuna Kehtnas mikroobianalüüsi ei ole tehtud, siis ei ole teada, kas sealses mullas oli suurem osakaal AOB-del või AOA-del, mistõttu üheks põhjuseks suurte  $N_2O$  voogude puhul katsealalt võibolla ka see, et sealses mullas oli rohkem AOA-sid. Li et al., (2019) leidsid, et suure lämmastiku sisendi juures ja urea+DMPP kasutamisel oli AOB suurema mõjuga nitrifikatsioonile ning  $N_2O$ -le kui AOA, viimase puhul ei olnud praktiliselt muutust. J. Yang et al., (2013) näitasid, et

DMPP vähendas AOB koosluste mitmekesisust. Mõned uuringud on DMPP kasutamisel erinevate mullatüüpide juures näinud muutusi AOB koosluste struktuuris, kuid AOA puhul ei ole mingisugust muutust toimunud (Cui et al., 2013; Gong et al., 2013). Samas Florio et al., (2014) toob välja, et nii AOB kui ka AOA puhul toimusid väikesed muutused koosluse struktuuris kui kasutati veiseläga koos DMPP-ga.

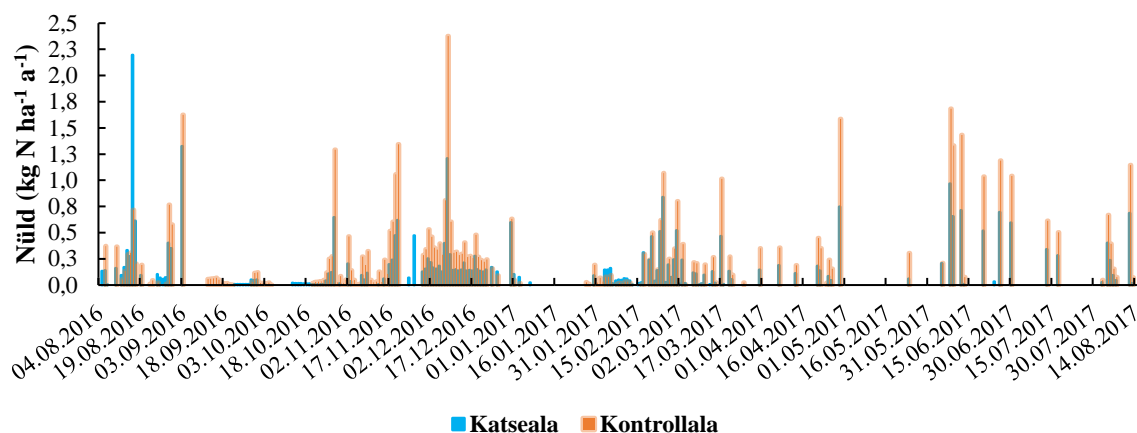
### 3.6. Leostumine

Rapsipõllu lämmastikubilansi koostamisel hinnati lämmastiku leostumist arvutuslikult, mille järgi keskmine aastane Nüld leostumine katsealal oli  $31,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning kontrollalal  $49,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , aladevaheline erinevus oli väga usaldusväärne ( $p < 0,000001$ ; Wilcoxon test) (Joonis 15) (Escuer-Gatius et al., publitseerimata andmed). Ka leostumise puhul olid tulemused vastupidised oodatule, kus eeldati väiksemat lämmastiku voogu DMPP-ga alalt, kuna preparaadi efektiivsuseks leostumise vähendamisel loetakse ca 35% (Bernsdtrup, 2016).

Lämmastikubilansi koostamiseks kasutati lämmastiku leostumise hindamisel küll drenaaživee Nüld kontsentratsioone, kuid perioodi alguse  $\text{NO}_3^-$ -N ning  $\text{NH}_4^+$ -N kontsentratsioonide dünaamika annab informatsiooni lämmastiku transformatsioonide protsesside kohta uurimisaladel (Joonis 15). Varasemast uuringust on teada, et  $\text{NO}_3^-$  leostumine põllumullast on drenaaži olemasolul palju kiirem, kuid samas suurendab see mulla hapniku kontsentratsiooni, mis omakorda vähendab denitrifikatsiooni potentsiaali ning lämmastik püsib kauem  $\text{NO}_3^-$  vormis (Cameron et al., 2013).  $\text{NO}_3^-$ -N kontsentratsioon varieerus katse- ja kontrollala mulla drenaaživees vastavalt  $0,20\text{--}1,61 \text{ mg l}^{-1}$  ja  $0,07\text{--}4,12 \text{ mg l}^{-1}$  piires ja oli usaldusväärsemalt kõrgem kontrollalal ( $p < 0,000002$ ; Wilcoxon test), mis viitab sellele, et DMPP vähendas  $\text{NO}_3^-$ -N leostumist.  $\text{NH}_4^+$ -N kontsentratsioonid katse- ja kontrollala mulla drenaaživees varieerusid vahemikes vastavalt  $0,49\text{--}1,10 \text{ mg l}^{-1}$  ja  $0,51\text{--}0,92 \text{ mg l}^{-1}$ , ja oli usaldusväärsemalt kõrgem katsealal ( $p < 0,000002$ ; Wilcoxon test), mis viitab sellele, et DMPP mõjutas  $\text{NH}_4^+$ -N leostumist.

Nitraadi leostumine oli kooskõlas kirjanduse andmega, kuna kontsentratsioonid olid suuremad – Díez-López et al., (2008) leidsid, et sama lämmastikukoguse mulda viimisel olid DMPP kasutamisel mullavee  $\text{NO}_3^-$  kontsentratsioonid alati madalamad kui ilma nitrifikatsiooni inhibiitorita põllu mullavees. Ka Shao-fu et al., (2007) läbi viidud katses raskema lõimisega mullal  $\text{NO}_3^-$ -N kontsentratsioon mullavees vähenes ning  $\text{NH}_4^+$ -N kontsentratsioon suurenes oluliselt katsealal, kus kasutati DMPP-d. Samad autorid tõid ka välja, et lämmastiku leostumine

oli kergema lõimisega mullalt kaks kuni kolm korda suurem kui raskema lõimisega mulla puhul (Shao-fu et al., 2007).



**Joonis 15.** Nüld ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) arvutuslik leostumine katse- ja kontrollalalt perioodil 4. august 2016–14. august 2017. Aladevaheline erinevus oli usaldusväärne ( $p < 0,000001$ ; Wilcoxon test) (Escuer-Gatius et al., publitseerimata andmed).

### 3.7. Lämmastikubilanss

Rapsipõllu lämmastikunõudluse bilansi koostamisel võeti arvesse vahetult koristuseelne kogu talirapsi ning umbrohu biomass. Kuna tegemist oli ühe aasta jooksul kogunenud biomassiga saadi sellega ka aastase produktsiooni hinnang ( $\text{t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) (Joonis 10). Põllu lämmastikubilansi koostamisel ei saanud arvestada kõikide lämmastikuringe sisend- ja väljundvoogudega, kuna neid kõiki ei olnud võimalik mõõta. Olulisematest lämmastiku sisendvoogudest jäi välja niitejärgselt eelkultuuri sissekündmisega lisandunud lämmastik, ka olid kasvuperioodi lõpuks rapsi lehed juba varisenud ja muutunud mullaprofiili osaks. Enne varisemist liigub siiski suur osa lehelämmastikust valmivatesse viljadesse, eelkõige seemnetesse. Olulisematest väljundvoogudest jäid välja  $\text{N}_2$  ja  $\text{NH}_3$  emissioon ning lämmastiku erosioon mullaga ja pindmine äravool (Tabel 1).

Lämmastikunõudlus ( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ) – lämmastikuvoog, mis katab taimestu vajaduse aastaseks biomassi produktsiooniks arvutati valemist (10) taimedes aasta jooksul salvestunud lämmastikuna (Tabel 1). Lämmastiku aastane nõudlus talirapsi kasvuks hektari kohta katse- ja kontrollalal ei erinenud usaldusväärselt (t-test): katseala lämmastikunõudlus oli  $251,47 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning kontrollalal  $250,45 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Kuna kogu lehtede kasvuks vajalikku lämmastikku ei olnud lehtede varisemise tõttu võimalik hinnata, on tegemist talirapsi lämmastikunõudluse alahinnanguga. Kirjanduses on talirapsi lämmastikunõudluse vahemikuks

toodud 150-250 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Kole, 2007; Öztürk, 2010; Bouchet et al., 2016b), kuid see sõltub paljuski kasvatatavast sordist. Kui arvestada ka umbrohu lämmastikunõudlusega, siis oli katsealal taimede aastane lämmastikunõudlus 264,52 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ja kontrollalal 254,27 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

Katseperioodi algul viidi vedelsõnnikuga mõlemale uurimisalale hektari kohta lämmastikku 64,28 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, kuid bilansi koostamiseks ei olnud tehnilistel põhjustel võimalik hinnata lämmastiku kadu NH<sub>3</sub> emissioonina. Kuid kuna vedelsõnnik viidi mulda injektorlaoturiga, siis võib eeldada, et lämmastiku kadu NH<sub>3</sub> lendumisenä oli marginaalne. Lämmastiku kuiv- ega märgsadenemist ei mõõdetud, kuid see ei mängi kogu lämmastikusisendist väga suurt rolli. Kirjanduse andmetel jääb see Eestis vahemikku 3-5 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (Kärblane et al., 2002; Klein et al., 2018). Bilansi koostamisel ei hinnatud ka N<sub>2</sub> sidumist mulla mikroorganismide poolt eelneva kultuuri kasvatamisel, kus kultuuri koosseisus kasvatati põllul ristikusorte, mis on head N<sub>2</sub> fikseerijad ning peale niitmist künti nende põllule jäänud maapealne ja maa-alune biomass mulda. Liblikõieliste poolt seotud sümbiootiline lämmastik võib lämmastikubilansis etendada väga tähtsat rolli. Kuldkepp, (1994) toob välja, et see võib ulatuda isegi kuni mõnesaja kilogrammini hektari kohta. Aastatel 1996-2000 leiti keskmise taimetoitainete bilansi arvutamisel, et liblikõieliste poolt fikseeritud lämmastiku kogus hektarile oli vabariigi keskmisena 20 kg N ha<sup>-1</sup>. Kogu tagastatavast lämmastikust oli Eestis 1985. aastal sümbiootilise lämmastiku osatähtsus 14% ning 1996-2000. aastate keskmisena 35% (Kärblane et al., 2002). Antud katse puhul ei saanud see sisendvoog olla väga suur, sest eelvilja maapealne osa koristati põllult. Muldade N<sub>2</sub>O sidumisvõime on tõenäoliselt marginaalne ning peamiselt on need siiski N<sub>2</sub>O emissiooni põhjustajad, mistõttu ei ole ka sellega lämmastikubilansi koostamisel arvestatud.

Mulla lämmastikuvaru oli mõlemal katsealal katseperioodi lõpus väiksem kui alguses, kuid ajaline erinevus polnud usaldusväärne (t-test). Talirapsipõllule vedelsõnnikuga väetamisel mulda lisandunud lämmastik ergutas tõenäoliselt lagundajakoosluste tegevust mullas, soodustades orgaanilise aine mineraliseerumist. Lämmastikunõudlus kaetigi peamiselt lämmastiku netomineralisatsiooniga, sest lämmastiku lisandumine vedelsõnnikuga korvas vaid summaarse lämmastiku leostumis- ja N<sub>2</sub>O emissioonikao. C/N suhe mullas oli mõlemal katsealal katseperioodi lõpul suurem (C/N=11) kui alguses (C/N=10), kuid erinevus polnud usaldusväärne (t-test). Kogu lämmastikukadudest moodustas katsealal N<sub>2</sub>O emissioon 12,5%, lämmastiku leostumine 12,8% ning saagiga viidi põllult ära 74,6% lämmastikku. Kontrollalal oli lämmastiku kadu N<sub>2</sub>O-na 8,5%, leostus 19,2% lämmastikku ning saagiga viidu põllult ära

72,3% lämmastikku. Kõige suurem lämmastikukadu tekkis mõlema uurimisala puhul saagi põllult ära viimisega ehk suurema saagiga on ka lämmastikukaod suuremad ning seda puudujääki tuleks kompenseerida lisaväetistega. Peale saagikoristust põllule jäänud talirapsi ning umbrohu biomassiga tagastati mulda lämmastikku katsealal 85,3 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> ning kontrollalal 69,0 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Lämmastikubilanss oli mõlemal alal negatiivne, katsealal oli lämmastiku puudujääk mõnevõrra väiksem (177,75 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) kui kontrollalal (193,53 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>), sisuliselt on tegemist seemnesaagiga põllult ära viidud lämmastikuga.

**Tabel 1.** Vedelsõnnikuga väetatud talirapsipõllu lämmastiku sisend- ja väljundvood ning standardvead nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP kasutamisel ja kontrolltingimustes. Erinevad tähed näitavad statistiliselt usaldusväärseid erinevusi (t-test, leostumise ja N<sub>2</sub>O puhul Wilcoxon test).

Komponent	Sisend (+)/ väljund (-)	Katseala kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	Kontrollala kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>
<b>Sisendvoog</b>			
Vedelsõnnik	+	64,28 <sup>a</sup>	64,28 <sup>a</sup>
<b>Tagastatud mulda</b>			
Varred + oksad		43,96±7,76 <sup>a</sup>	34,10±4,85 <sup>a</sup>
Kõdrad		23,85±3,79 <sup>a</sup>	27,52±3,63 <sup>a</sup>
Peajuur		2,71±0,40 <sup>a</sup>	2,68±0,40 <sup>a</sup>
≥ 2 mm juured		0,97±0,13 <sup>a</sup>	0,50±0,10 <sup>a</sup>
< 2 mm juured		0,77±0,16 <sup>a</sup>	0,43±0,09 <sup>a</sup>
Umbrohi*		13,29 ±6,75 <sup>a</sup>	3,82±1,75 <sup>b</sup>
<b>Väljundvood</b>			
Seemned	-	180,67±23,85 <sup>a</sup>	186,43±35,30 <sup>a</sup>
Leostumine	-	31,07±0,01 <sup>a</sup>	49,38±0,02 <sup>b</sup>
N <sub>2</sub> O	-	30,29±0,04 <sup>a</sup>	22,00±0,03 <sup>a</sup>
<b>Kokku</b>		-177,75	-193,53

\* Maapealne osa

## 4. Järeldused

Kehtnas läbi viidud talirapsipõllu uuringu põhjal oli nii katse- kui ka kontrollalal lämmastikubilanss puudujäägis, seda peamiselt seemnesaagi koristamise tõttu. Potentsiaalne seemnesaak oli aladel ühesugune, ka lämmastikku viidi aladelt saagiga ühepalju välja. Katse- ja kontrollala mulla N% ja C% erinesid nii katse alguses kui ka lõpus usaldusväärselt, lämmastikuvaru mullas oli katse alguses katsealal  $13,6 \text{ t N ha}^{-1}$  ja kontrollalal  $14,7 \text{ t N ha}^{-1}$ . Selline erinevus mullaparametrites ei mõjutanud biomassi produktsiooni ega potentsiaalset seemnesaaki tõenäoliselt seetõttu, et lämmastik ei limiteerinud taimekasvu, kuna mõlemal alal oli katse alguses künnikihi C/N=10 ja lõpus C/N=11. Kontrollalal oli taimede arv ruutmeetri kohta väiksem kui katsealal, kuid see ei mõjutanud talirapsi produktsiooni ega lämmastikuvooge, sest taimed kasvasid suuremaks (väiksem konkurents). Suuremad taimed takistasid paremini umbrohu kasvu, umbrohtudesse kogunenud lämmastik oli kontrollalal kolm korda suurem kui katsealal. See oli ka ainuke aladevaheline erinevus mulda tagastatavates lämmastikuvoogudes (peale saagikoristust tehti sügiskünd). Kehtna Mõisa OÜ tegelik seemnesaak ( $4,0 \text{ t ha}^{-1}$ ) ettevõtte agronoomi andmetel oli aladel samuti ühesugune ning Eesti talirapsi keskmist saagikust arvestades suur. Seega DMPP mõju potentsiaalsele ja tegelikule saagikusele ei avaldunud.

Nitrifikatsiooni inhibiitoril DMPP ei olnud usaldusväärset mõju  $\text{N}_2\text{O}$  emissioonile põllult. Vastavalt oodatule oli Nüld leostumine katsealalt usaldusväärselt väiksem kui kontrollalalt, seega DMPP vähendas leostumise kahjulikku keskkonnamõju.

Talirapsi põllule viidi vedelsõnnikuga hektari kohta  $64,29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning sellega mulda lisandunud lämmastik ergutas tõenäoliselt lagundajakoosluste tegevust mullas, soodustades orgaanilise aine mineraliseerumist ja suurendades lämmastiku netomineralisatsiooni. Väetamisega lisatud lämmastiku kahjulik mõju seisnes aga selles, et lämmastikubilansis kulus ligikaudu sama palju lämmastikku  $\text{N}_2\text{O}$  lendumiseks ja lämmastiku leostumiseks. Katsealal oli kadu  $\text{N}_2\text{O}$ -na ja leostumisega  $61,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ning kontrollalal  $71,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Nitrifikatsiooni inhibiitorid on suuresti mõjutatud kliimast ja mulla omadustest (Misselbrook et al., 2014; Yang et al., 2016). Arvesse tuleb võtta ka seda, et nitrifikatsiooni inhibiitorid töötati välja juba 20ndal sajandil (DMPP-d hakati turustama 1999. aastal (Zerulla et al., 2001)), ent teadmised nitrifikatsioonist ja denitrifikatsioonist ei olnud siis veel sellisel tasemel nagu need on tänapäeval. Praeguseks on teada, et  $\text{N}_2\text{O}$  emissioonid on pärit ka nitrifikatsiooni protsessist,

mitte ainult denitrifikatsioonist ning nitrifikatsiooni viivad omakorda läbi mitte ainult bakterikooslused vaid ka arhed. Tõenäoliselt mõjutas uuringu tulemusi kohe peale väetamist kestnud pikem vihmaperiood, mil viis päeva peale väetamist sadas Kuusiku meteoroloogiajaama andmete järgi kümne päeva ööpäeva keskmisena 9,22 mm. Mullapooride täitumisel veega >60% ulatuses võis tekkida anaeroobne keskkond ja nitrifikatsiooni asemel intensiivistuda denitrifikatsioon (IPNI, 2014). Edasistes sellistes uuringuteks tuleks analüüsida ka mikroobikooslusi, selgitamaks kas nitrifikatsiooni teostavad valdavalt bakterid või arhed. Kirjanduse andmetel ei ole usaldusväärset DMPP mõju arhede leitud (Chen et al., 2014).

Täieliku lämmastikubilansi koostamiseks tuleks mõõta ka  $N_2$  ja  $NH_3$  voogusid ning analüüsida eelvilja mõju mullalämmastikule. Talirapsipõllu lämmastikunõudluse täpsustamiseks tuleks hinnata biomassi ja taimedesse kogunenud lämmastikku ka muudel aegadel vegetatsiooniperioodi jooksul, mitte ainult vahetult enne saagikoristust. Talirapsi puhul tuleks lämmastiku tarbimise tõhusust uurida kasvutsükli alguses, kuna veerand kuni kolmandik kogu lämmastiku omastamisest toimub enne talve ning peaaegu kogu juurestik on enne õitsemist välja arenenud (Bouchet et al., 2016), samuti maksimaalse lehemassi ajal. Talirapsi seemnete lämmastikuisaldus on kõrge ja saagiga viiakse palju lämmastikku põllult ära. Lämmastikubilansi tasakaalustamiseks on üheks võimaluseks külvikorras suurendada liblikõieliste osatähtsust, kuna nende poolt seotud sümbiootiline lämmastik võib lämmastikubilansis etendada väga tähtsat rolli. Seda arvestati ka Kehtnas eelvilja valikul.

## Kokkuvõte

Maailma põllumajandussektori kanda on suur vastutus, kuna üha kasvava rahvaarvu juures tuleb täita nõudlust toidu järgi, mistõttu sektori suurenenud osakaaluga kaasneb ka negatiivne mõju keskkonnale. Säilitamiseks keskkonda ka tulevastele põlvkondadele, tuleb toidu tootmine muuta võimalikult efektiivseks ning jätkusuutlikuks.

Lämmastik on põllumajanduses põllukultuuride kasvatamisel üks tähtsamaid toiteelemente, ent see on ka mullas kõige liikuvam ja puudujäävam element, mis mõjutab saagi arengut ning muudab sellega majandamise keeruliseks (Passoni & Borin, 2009). Lämmastiku viiakse mulda juurde nii mineraal- kui ka orgaaniliste väetistega, ent nende ebaoptimaalse kasutamisega kaasnevad mitmed negatiivsed mõjud keskkonnale, kuna need on viinud suurenenud lämmastikukadudeni mullast, mis toob kaasa tõsiseid keskkonnavalaseid ja ökoloogilisi probleeme nii mullas, vees kui ka õhus. Seetõttu on oluline vähendada nii orgaaniliste- kui ka mineraalsete lämmastikväetiste kasutamise mahtu, samal ajal suurendades nende efektiivsust (Di & Cameron, 2012), et väheneks väetistest sisalduva lämmastiku äraanne põllumajandusest ning säiliks ja suureneks saagikus.

Käesoleva magistritöö eesmärkideks oli koostada talirapsi põllu lämmastikubilanss katse- ja kontrollalal, analüüsida mõlemal uurimisalal vedelsõnnikuga väetamisel nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP mõju lämmastiku leostumisele ja  $N_2O$  lendumisele, hinnata millisel hulgal vabanes väetamisel keskkonda lämmastikuühendeid ning uurida DMPP võimalikku mõju talirapsi saagikusele. Kõik püstitatud eesmärgid saavutati.

Uuritav põld, mis oli jagatud katse- ja kontrollalaks, asus Raplamaal Kehtnas. 2016/2017 hooajal viidi väetisena katsealale vedelsõnnikut koos nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP-ga ja kontrollalale ainult vedelsõnnikut ning mõlemale alale külvati talirapsi. Nii katse- kui ka kontrollalal analüüsiti peamiselt erinevaid lämmastiku vorme ( $N_{\text{üld}}$ ,  $N_2O\text{-N}$ ,  $NO_3^-\text{-N}$ ,  $NH_4^+\text{-N}$ ), kuna lämmastiku- ja süsinikubilansid on tugevasti seotud, siis uuriti lisaks ka C<sub>üld</sub> sisaldust mullas, mullavees, vedelsõnnikus ning biomassis.

Sisendvoogudest hinnati lämmastikusisaldust vedelsõnnikus ( $64,29 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), mulda lisandunud lämmastik ergutas tõenäoliselt lagundajakoosluste tegevust mullas, soodustades orgaanilise aine mineraliseerumist ja suurendades lämmastiku netomineralisatsiooni. Väetamisega lisatud lämmastiku kahjulik mõju seisnes aga selles, et lämmastikubilansis kulus ligikaudu sama palju lämmastikku  $N_2O$  lendumiseks ja lämmastiku leostumiseks kui seda



vedelsõnnikuga juurde anti. DMPP-l ei olnud usaldusväärset mõju  $\text{N}_2\text{O}$  lendumisele põllult, kuid vastavalt oodatule oli Nüld leostumine katsealalt usaldusväärselt väiksem kui kontrollalalt, seega DMPP vähendas leostumise kahjulikku keskkonnamõju. Koostatud bilansside alusel saab öelda, et nii katse- kui ka kontrollalal oli lämmastikubilanss puudujäägis (katsealal  $-177,75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ja kontrollalal  $-193,53 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ), peamiselt seemnesaagi koristamise tõttu. Katsealal viidi lämmastikku seemnetega ära  $180,67 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ja kontrollalal  $186,43 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ .

Magistritöös saadud tulemuste põhjal saab öelda, et mulla N% ja C% erinesid katse alguses aladevaheliselt statistiliselt usaldusväärselt ning see erinevus jäi püsima ka katse lõpus, kuid kuna kummagi ala puhul lämmastik ei limiteerinud, siis selline erinevus ei mõjutanud biomassi produktsiooni ning potentsiaalne seemnesaak aladevaheliselt ei erinenud, mistõttu ei esinenud ka DMPP mõju saagikusele. Seega DMPP mõju potentsiaalsele ja tegelikule saagikusele ei avaldunud.

Kuna nitrifikatsiooni inhibiitorid on suuresti mõjutatud kliimas ja mulla omadustest, siis DMPP efektiivsuse mõju, eelkõige  $\text{N}_2\text{O}$  emissioonile, võis lõppeda tõenäoliselt intensiivse vihmaperioodiga, mis esines augusti keskel, mistõttu pole uuringus kasutatud nitrifikatsiooni inhibiitor rohkete sademetega perioodil sobilik, kuna mulla poorid täituvad veega, keskkond muutub anaeroobseks ja nitrifikatsiooni asemel muutub peamiseks protsessiks denitrifikatsioon, mille läbi keskkonnale kahjulik kasvuhoonegaas  $\text{N}_2\text{O}$  tekib.

# **Effect of nitrification inhibitor DMPP to winter rapeseed (*Brassica Napus L.*) yield and field nitrogen balance**

Hanna Vahter

## **Summary**

The global agricultural sector bears a great responsibility, as an ever-growing population needs to meet the demand for food. Therefore, the increased share of the agricultural sector also has a negative impact on the environment. In order to preserve the environment for future generations, food production should be as efficient and sustainable as possible. In agriculture, nitrogen is one of the most important nutrients in crop cultivation, but it is also the most mobile and missing element in the soil that affects crop development and makes management difficult. Nitrogen is added to the soil with both mineral and organic fertilizers, however, their non-optimal use has several negative effects on the environment, as they have led to the increased nitrogen losses from the soil, resulting in serious environmental and ecological problems in soil, water and air. It is therefore important to reduce the use of both organic and mineral nitrogen fertilizers while increasing their efficiency to reduce diffuse agricultural pollution and GHG emissions from agriculture and to maintain and increase yields.

A wider understanding of nitrogen input and output flows provides a possibility to confirm optimum fertilization rates and evaluate agricultural yields. Drawing up nitrogen balance is one possible tool that can be used to summarize all complex agricultural nitrogen circuits. This is calculated as the difference between nitrogen input and output flows, where the positive result characterizes the acquisition of nitrogen and the negative result of loss from agricultural system. In addition, nitrification inhibitors have been used as one possible option to reduce nutrient flows from agricultural land, which decreases the volatility and leaching of nitrogen compounds when using organic fertilizers and thereby the use of additional fertilizers. The purpose of the nitrification inhibitors is to delay the first step of nitrification for some time, i.e. to stabilize ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) so that it does not immediately convert to nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ). Nitrogen is available to plants in both forms, but  $\text{NO}_3^-$  is more associated with water. Runoff from soil occurs significantly faster in the latter than with  $\text{NH}_4^+$ , which is more related to soil particles.

The aim of this Master's thesis was: 1) to compile the nitrogen balance of the winter rapeseed field in the test and control area; 2) to analyze the effect of nitrification inhibitor DMPP (3,4-Dimethylpyrazole phosphate) to nitrogen leaching and  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes on agricultural land fertilized with liquid manure, and to evaluate the amount of harmful nitrogen compounds released to the

environment; 3) to assess the potential effect of nitrification inhibitor DMPP on the yield of winter rape. All predetermined aims were achieved.

The study was carried out in Rapla County, Kehtna, where the study site was divided into a test and control area. During the 2016/2017 season, liquid manure with a nitrification inhibitor DMPP was transferred to the test area as a fertilizer and only liquid manure to the control area, in both areas, DK Sequoia, a hybrid variety of winter rapeseed, was sown. The study compares the winter rapeseed biomasses and draws up nitrogen balances for both research areas. In both test and control areas, N<sub>2</sub>O flows, total nitrogen (N%) and total carbon (C%) concentrations, nitrate nitrogen (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) and ammonium nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) concentrations in soil and soil drainage water were measured. In biomass N% and C% were measured. To calculate the nitrogen balance, the mean values of N<sub>2</sub>O were interpolated with the linear regression method in the days between measurements. Water samples from drainage were not used to put together nitrogen balance, as they did not allow to estimate the amount of leached nitrogen throughout the period. To estimate leaching, the total amount of leached total nitrogen per hectare (kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) was calculated for each day.

Nitrogen added with liquid manure likely stimulated the activity of decomposition communities in soil, promoting the mineralization of organic matter and increasing net mineralization of nitrogen. The harmful effect of nitrogen added by liquid manure was that all of it was emitted through N<sub>2</sub>O and leached. DMPP had no reliable effect on the volatility of N<sub>2</sub>O in the field, but as expected, total nitrogen leached from the test area was reliably lower than in the control area, DMPP thus reduced the negative environmental impact of leaching. On the basis of the prepared nitrogen balances, it can be said that both the test and control areas had a nitrogen balance deficit, mainly due to seed harvesting.

Based on the results obtained in the Master's thesis, it can be said that soil N% and C% differed statistically reliably at the beginning of the experiment between the areas, and this difference continued at the end of the experiment. However, since nitrogen was not limiting in either area, this difference did not affect the biomass production and the potential seed yield between the areas.

## Tänuavaldused

Minu eriline tänu läheb juhendajatele - Kaido Soosaarele, kes on minusse uskunud, mind toetanud nõu ja jõuga, Jordi Escuer Gatiusele välitöödel abistamise, nõu ja jõu panustamise eest ning Kuno Kasakule abi eest magistritöö valmimisel. Lisaks soovin väga tänada prof. Krista Lõhmust, kes leidis alati aega minu küsimustele vastamiseks ja nõustamiseks. Minu tänu toetuse eest läheb ka Tõnisele, Raulile, Laurinale ja Lisellele.

Tänan ka Kehtna Mõisa OÜ agronoomi Marko Satsit, kes jagas teavet talirapsi ja kasutatud agrotehnoloogia kohta, BASF Crop Protection Eesti müügijuhti Margus Savistet, kes jagas informatsiooni DMPP kohta, Karin Kauerit, kes aitas laboris ning Keskkonnaagentuuri Üldosakonna Klienditeenindust Kuusiku meteoroloogiliste andmete välja otsimise ja saatmise eest.

Uurimistööd toetati Green Agri projekti ja IUT2-16 projekti poolt.

## Kasutatud materjalid

- Ahada, C. P. S., & Suthar, S. (2018). Groundwater nitrate contamination and associated human health risk assessment in southern districts of Punjab, India. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(25), 25336–25347.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Alves, B. J., Smith, K. A., Flores, R. A., Cardoso, A. S., Oliveira, W. R.- D., Jantalia, C. P., Uruiaga, S., Boddey, R. M. (2012). Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N<sub>2</sub>O flux from soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 46, 129–135.
- Astover, A., Shansky, M., Lauringson, E. (2015). Rapsi, nisu, rukki, odra ja tritikale viljeluse keskmiste kasvuhoonegaaside heitkoguste arvutamise metoodika väljatöötamine ja rakendamine Eestis. Tartu.
- Astover, A. (2019). Mulla ja ilmastiku mõju taimetoitelementide omastatavusele ja kadudele. Rakvere.
- Astover, A, Kölli, R., Roostalu, H., Reintam, E., & Leedu, E. (2012). Mullateadus. Õpik kõrgkoolile (I. Lemetti & A. Kanal, Toim). Tartu: Eesti Maaülikool.
- Astover, A. (2007). Land use and soil management in Estonian agriculture during the transition from the Soviet period to the EU and its current optimization by the spatial agro-economic decision support system. Väitekirj. Tartu.
- Audun, K., & Ragnar, E. (2000). Nitrogen mass balances in conventional, integrated and ecological cropping systems and the relationship between balance calculations and nitrogen runoff in an 8-year old experiment in Norway. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 79, 199–214.
- Barth, G., von Tucher, S., & Schmidhalter, U. (2001). Influence of soil parameters on the effect of 3,4-dimethylpyrazole-phosphate as a nitrification inhibitor. *Biology and fertility Soils*, 34(2), 98–102.
- BASF. (2016). Vizura - lämmastikustabilisaator vedelsõnnikule, infoleht.
- Beauchamp, E. G. (1983). Nitrogen loss from sewage sludges and manures applied to agricultural lands. In: J.R. Freney & J.R. Simpson (Eds.), *Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems*. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, The Hague. 181–194.
- Bečka, D., Vašák, J., Kroutil, P., Štranc, P. (2004). Autumn growth and development of different winter oilseed rape variety types at three input levels. *Plant, Soil and Environment*, 50(4), 168-174.
- Beeckman, F., Motte, H., & Beeckman, T. (2018). Nitrification in agricultural soils: impact, actors and mitigation. *Current Opinion in Biotechnology*, 50, 166–173.

- Bernsdtrup, I. (2016). Danish legislation and challenges. Use of N-inhibitors. Best practice.
- Bingham, A. H., & Cotrufo, M. F. (2016). Organic nitrogen storage in mineral soil: Implications for policy and management. *Science of the Total Environment*, 551–552, 116–126.
- Bogun, G., & Jõgeva, V. (2005). Soovitud vedel- ja tahesõnniku kasutamiseks majandis, tagamaks keskkonnakaitsenõuete täitmise. Saku.
- Bouchet, A. S., Laperche, A., Bissuel-Belaygue, C., Baron, C., Morice, J., Rousseau-Gueutin, M., ... Nesi, N. (2016a). Genetic basis of nitrogen use efficiency and yield stability across environments in winter rapeseed. *BMC Genetics*, 17(1).
- Bouchet, A. S., Laperche, A., Bissuel-Belaygue, C., Snowdon, R., Nesi, N., & Stahl, A. (2016). Nitrogen use efficiency in rapeseed. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(2).
- Buchkina, N. P., Rizhiya, E. Y., Pavlik, S. V., & Balashov, E. V. (2013). Soil physical properties and nitrous oxide emission from agricultural soils. *S. Grundas (Toim), Advances in Agrophysical Research* (lk 193–220).
- Burghate, S. P., & Ingole, N. W. (2013). Biological denitrification - A review. *Journal of Environmental Science, Computer Science and Engineering & Technology*, 3(1), 9–28.
- Cameron, K. C., Di, H. J., & Moir, J. L. (2013). Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Annals of Applied Biology*, 162(2), 145–173.
- Canfield, D. E., Glazer, A. N., & Falkowski, P. G. (2010). The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *330(6001)*, 192–196.
- Carlson, C. A., & Ingraham, J. L. (1983). Comparison of denitrification by *Pseudomonas stutzeri*, *Pseudomonas aeruginosa*, and *paracoccus denitrificans*. *Applied and Environmental Microbiology*, 45(4), 1247–1253.
- Chardon, W. J., Van Der Molen, J., & Van Faassen, H. G. (1991). Modelling ammonia emissions from arable land. In: V.C. Nielsen, J.H. Voorburg & P. L'Hermite (Eds.), *Odour and ammonia emissions from livestock farming, Proceedings of a seminar, Silsoe, United Kingdom, 26-28 March 1990*. Elsevier applied science, London a. 156–165.
- Chen, Q., Qi, L., Bi, Q., Dai, P., Sun, D., Sun, C., ... Lin, X. (2014). Comparative effects of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) and dicyandiamide (DCD) on ammonia-oxidizing bacteria and archaea in a vegetable soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(1), 477–487.
- Cui, P. Y., Fan, F. L., Yin, C., Li, Z., Song, A. L., F, W. Y., & Liang, Y. C. (2013). Urea and nitrapyrin-affected N<sub>2</sub>O emission is coupled mainly with ammonia oxidizing bacteria growth in microcosms of three typical Chinese arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 66, 214–221.
- Daims, H., Lückner, S., & Wagner, M. (2016). A new perspective on microbes formerly known as nitrite-oxidizing bacteria. *Trends in Microbiology*, 24(9), 699–712.

- Del Grosso, S. J., Mosier, A. R., Parton, W. J., & Ojima, D. S. (2005). DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N<sub>2</sub>O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. *Soil and Tillage Research*, 83(1 SPEC. ISS.), 9–24.
- Di, H. J., & Cameron, K. C. (2012). How does the application of different nitrification inhibitors affect nitrous oxide emissions and nitrate leaching from cow urine in grazed pastures? *Soil Use and Management*, 28, 54–61.
- Diepenbrock, W. (2000). Yield analysis of winter oilseed rape (*Brassica napus L.*): A review. *Field Crops Research*, 67, 35–49.
- Díez-López, J. A., Hernaiz-Algarra, P., Arauzo-Sanchez, M., & Carrasco-Martín, I. (2008). Effect of a nitrification inhibitor (DMPP) on nitrate leaching and maize yield during two growing seasons. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 6, 294–303.
- Dittert, K., Bol, R., King, R., Chadwick, D., & Hatch, D. (2001). Use of a novel nitrification inhibitor to reduce nitrous oxide emission from 15N-labelled dairy slurry injected into soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 15, 1291–1296.
- Dworakowska, S., Bednarz, S., & Bogdał, D. (2019). Production of biodiesel from rapeseed oil. 631.
- Fangueiro, D., Fernandes, A., Coutinho, J., Moreira, N., & Trindade, H. (2009). Influence of two nitrification inhibitors (DCD and DMPP) on annual ryegrass yield and soil mineral N dynamics after incorporation with cattle slurry. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40, 3387–3398.
- FAO. (2003). Food energy - methods of analysis and conversion factors. Rome.
- FAO. (2016). World fertilizer trends and outlook to 2019. Rome.
- FAO. (2018a). Food outlook biannual report on global food markets July 2018.
- FAO. (2018b). Nitrogen inputs to agricultural soils from livestock manure. New statistics. Integrated Crop Management (Kd 24). Rome.
- Florio, A., Clark, I. M., Hirsch, P. R., Jhurrea, D., & Benedetti, A. (2014). Effects of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) on abundance and activity of ammonia oxidizers in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 50(5), 795–807.
- Ghassemi-Golezani, K., Jabbarpour, S., Zehtab-Salmasi, S., & Mohammadi, A. (2010). Response of winter rapeseed (*Brassica napus L.*) cultivars to salt priming of seeds. *African Journal of Agricultural Research*, 5(10), 1089–1094.
- Gong, P., Zhang, L. L., Wu, Z. J., Chen, Z. H., & Chen, L. J. (2013). Responses of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in two agricultural soils to nitrification inhibitors DCD and DMPP: A pot experiment. *Pedosphere*, 23, 729–739.
- Granli, T., & Bøckman, O. C. (1984). Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 12, 1–128.
- He, J., Shen, J., Zhang, L., Zhu, Y., YM, Z., MG, X., & Di, H. (2007). Quantitative analyses of the abundance and composition of ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea

of a Chinese upland red soil under long-term fertilization practices. *Environmental Microbiology*, 9, 2364–2374.

He, X., Qu, B., Li, W., Zhao, X., Teng, W., Ma, W., & Tong, Y. (2015). The nitrate inducible NAC transcription factor TaNAC2-5A controls nitrate response and increases wheat yield. *Plant Physiology*, 169(3), 1991–2015.

Huang, Y., Li, D., Wang, L., Yong, C., Sun, E., Jin, H., & Huang, H. (2019). Decreased enzyme activities, ammonification rate and ammonifiers contribute to higher nitrogen retention in hyperthermophilic pretreatment composting. *Bioresource Technology*, 272(50), 521–528.

Huérffano, X., Fuertes-Mendizábal, T., Duñabeitia, M. K., González-Murua, C., Estavillo, J. M., & Menéndez, S. (2015). Splitting the application of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP): Influence on greenhouse gases emissions and wheat yield and quality under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 64, 47–57.

Ilumäe, E. (2013). *Talirapsi kasvatamine*. Saku: Eesti Maaviljeluse Instituut.

IPCC. (2007). *Climate change 2007: the physical science basis*. In: Solomon S, Qin D, Manning M, et al. (eds). *Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press.

IPCC. (2013). *The physical science basis. Contribution of working group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker; T.F., D. Qin; G.-K. Plattner; M. Tignor; S.K. Allen; J. Boschung; A. Nauels; Y. Xia; V. Bex and P.M. Midg. United Kingdom and New York, NY, USA.

IPNI. (2014). International Plant Nutrition Institute. Nitrogen notes - denitrification. Kasutatud 12. mai 2019, [http://www.ipni.net/publication/nitrogen-en.nsf/0/668099AE825517CB85257DD600054B8C/\\$FILE/NitrogenNotes-EN-5.pdf](http://www.ipni.net/publication/nitrogen-en.nsf/0/668099AE825517CB85257DD600054B8C/$FILE/NitrogenNotes-EN-5.pdf)

Jõudu, I., Ots, M., Jaakson, H., Olt, A., & Pentjärv, A. (2015). Riikliku programmi “Põllumajanduslikud rakendusuuritud ja arendustegevus aastatel 2009–2014” projekti lõpparuanne. Söödaproteiini kasutamise efektiivsuse suurendamine ning lämmastiku ekskretsiooni vähendamise võimalused erinevate tehnoloogiatega (sh lüpsirobotiga) piimatootmise farmides

Kaarli, K. (2003). *Õlikultuuride kasvataja käsiraamat*. Saku.

Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J. E., Hansen, M. E., & Sommer, S. G. (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy*, 28, 148–154.

Kanger, J., Kevval, T., Kevval, L., Kärblane, H., Astover, A., Ilumäe, E., Lauringson, E., Lolde, V., Penu, P., Rooma, L., Sepp, K., Talgre, L., Tamm, U. (2014). *Väetamise ABC*. Saku.

Kärblane, H., Hannolainen, E., Kanger, J., & Kevvai, L. (2002). Taimetoitainete bilansist Eesti maaviljeluses. *Agraarteadus*, 4, 230–236.

Kasak, K., Piirimäe, K., & Vahtrus, S. (2016). *Veekaitsemeetmed põllumajanduses: käsiraamat tootjale*. Eestimaa Looduse Fond.



Kask, Ü. (2013). Biodiislikütuse tootmise ja kasutamise võimalused Eestis (energia- ja kütusemajandus). Tallinn.

Keskkonnaministeerium. (2016). Kliimapoliitika põhialused aastani 2050. 1–8.

Khan, M. N., Zahid, A., Mobin, M., & Saud, A. (2017). Fertilizers and their contaminants in soils, surface and groundwater. Reference module in Earth systems and environmental sciences.

King, A. E., & Hofmockel, K. S. (2016). Diversified cropping systems support greater microbial cycling and retention of carbon and nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240, 66–76.

Kitse, E. (1978). Mullavesi. Tallinn: Valgus.

Koch, H., Kessel, M. A. H. J. van, & Lüscher, S. (2018). Complete nitrification: insights into the ecophysiology of comammox *Nitrospira*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1–13.

Koch, H., van Kessel, M. A. H. J., & Lüscher, S. (2019). Complete nitrification: insights into the ecophysiology of comammox *Nitrospira*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 103(1), 177–189.

Kole, C. (2007). Genome mapping and molecular breeding in plants: oilseeds (Kd 2). Springer.

Kõlli, R., Ellermäe, O., Köster, T., Lemetti, I., Asi, E., & Kauer, K. (2009). Stocks of organic carbon in Estonian soils. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 58, 95–108.

Kong, X., Duan, Y., Schramm, A., Eriksen, J., & O, P. S. (2016). 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) reduces activity of ammonia oxidizers without adverse effects on non-target soil microorganisms and functions. *Applied Soil Ecology*, 67–75.

Körschens, M., Alber, E., Armbuster, M., & Barkusky, D. (2013). Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59(8), 1017–1040.

Kramberger, B., Gselman, A., Janzekovic, M., Kaligarić, M., & Bracko, B. (2009). Effects of cover crops on soil mineral nitrogen and on the yield and nitrogen content of maize. *European Journal of Agronomy*, 31(2), 103–109.

Kuai, J., Sun, Y., Zuo, Q., Huang, H., Liao, Q., Wu, C., ... Zhou, G. (2015). The yield of mechanically harvested rapeseed (*Brassica napus* L.) can be increased by optimum plant density and row spacing. *Scientific Reports*, 5.

Lamb, J., Fernandez, F., & Kaiser, D. (2016). Understanding nitrogen in soils. Kasutatud 1. juuni 2019, <https://www.no-tillfarmer.com/articles/5460-understanding-nitrogen-in-soils>

Lauringson, E., Talgre, T., Kuht, J., & Makke, A. (2009). Liblikõieliste haljasväetiskultuuride järelmõju mulla lasuvustihedusele ja vihmausside arvukusele (Agronoomia). Tartu: EMÜ Põllumajandus- ja keskkonnainstituut.

Leip, A., Britz, W., Weiss, F., & De Vries, W. (2011). Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, 159(11), 3243–3253.

- Li, J., Shi, Y., Luo, J., Li, Y., Wang, L., & Lindsey, S. (2019). Effects of 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) on the abundance of ammonia oxidizers and denitrifiers in two different intensive vegetable cultivation soils. *Journal of Soils and Sediments*, 19(3), 1250–1259.
- Ligi, T. (2015). Bacterial community structure and its genetic potential for nitrogen removal in the soils and sediments of a created riverine wetland complex. Tartu University.
- Liu, R., Hayden, H., Suter, H., He, J., & Chen, D. (2015). The effect of nitrification inhibitors in reducing nitrification and the ammonia oxidizer population in three contrasting soils. *Journal of Soils and Sediments*, 15(5), 1113–1118.
- Lotman, A., & Kasak, K. (2017). Euroopa Liidu ühine põllumajanduspoliitika. *Akadeemia*, 3, 444–464.
- Macadam, X. M., del Prado, A., Merino, P., Estavillo, J. M., Pinto, M., & González-Murua, C. (2003). Dicyandiamide and 3,4-dimethylpyrazole phosphate decrease N<sub>2</sub>O emissions from grassland but dicyandiamide produces deleterious effects in clover. *Journal of Plant Physiology*, 160(12).
- Mancinelli, R. L. (1996). The nature of nitrogen: An overview. *Life Support & Biosphere Science: International Journal of Earth Space*, 3(1–2), 17–24.
- Menalled, F. D., Liebman, M., & Buhler, D. D. (2002). Impact of composted swine manure on crop and weed establishment and growth.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., & González-Murua, C. (2009). Effect of N-(n-butyl) thiophosphoric triamide and 3,4 dimethylpyrazole phosphate on gaseous emissions from grasslands under different soil water contents. *Journal of Environmental Quality*, 38, 27–35.
- Menéndez, S., Merino, P., Pinto, M., González-Murua, C., & Estavillo, J. M. (2006). 3,4-Dimethylpyrazol phosphate effect on nitrous oxide, nitric oxide, ammonia, and carbon dioxide emissions from grasslands. *Journal of Environmental*, 31;35(4).
- Menéndez, Sergio, Barrena, I., Setien, I., González-Murua, C., & Estavillo, J. M. (2012). Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 53, 82–89.
- Merino, P., Menéndez, S., Pinto, M., González-Murua, C., & Estavillo, J. M. (2005). DMPP reduces nitrous oxide emissions from grassland after slurry application. *Soil Use Management*, 21, 53–57.
- Mikkelsen, R., & Hartz, T. K. (2008). Nitrogen sources for organic crop production. *Better Crops*, 92, 16–19.
- Misselbrook, T. H., Cardenas, L. M., Camp, V., Thorman, R. E., Williams, J. R., Rollett, A. J., & Chambers, B. J. (2014). An assessment of nitrification inhibitors to reduce nitrous oxide emissions from UK agriculture. *Environmental Research Letters*, 9(11).
- Moll, R., Kamprath, E., & Jackson, W. (1982). Analysis and interpretation of factors which contribute to efficiency of nitrogen utilization. *Agronomy*, 74(3), 562–564.

- NOAA. (2019). Chromatograph for atmospheric trace species. nitrous oxide (N<sub>2</sub>O mixing ratio. Mauna Loa, Hawaii. Kasutatud 9. mai 2019, <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/hats/insitu/cats/conc.php?site=mlo&gas=n2o>
- Noormets, M., Raave, H., Viiralt, R., Kuusemets, V., Alaru, M., Kuht, J., ... Makke, A. (2007). Rohtsete energiakultuuride uuringud. Tartu.
- Öztürk, Ö. (2010). Effects of source and rate of nitrogen fertilizer on yield, yield components and quality of winter rapeseed (*Brassica napus* L.). Chilean Journal of Agricultural Research, 64(2), 400–413.
- Padilla, F. M., Gallardo, M., & Manzano-Agugliaro, F. (2018). Global trends in nitrate leaching research in the 1960–2017 period. Science of the Total Environment, 643(2), 400–413.
- Pärn, J., Pinay, G., & Mander, Ü. (2012). Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. Ecological Indicators, 22, 4–15.
- Pasda, G., Hähndel, R., & Zerulla, W. (2001). Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. Biology and Fertility of Soils, 34(2), 85–97.
- Passoni, M., & Borin, M. (2009). Effects of different composts on soil nitrogen balance and dynamics in a biennial crop succession. Compost Science & Utilization, 17(2), 108–116.
- Råberg, T., Carlsson, G., & Jensen, E. S. (2018). Nitrogen balance in a stockless organic cropping system with different strategies for internal N cycling via residual biomass. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 112(2), 165–178.
- Reeves, S., & Wang, W. (2015). Optimum sampling time and frequency for measuring N<sub>2</sub>O emissions from a rain-fed cereal cropping system. Science of the Total Environment, 530–531, 219–226.
- Roy, R. N., Finck, A., Blair, G. J., & Tandon, H. L. S. (2006). Plant nutrition for food security: A guide for integrated nutrient management. Food and Agriculture organisation of the United Nations (Kd 16). Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Sainju, U. M. (2017). Determination of nitrogen balance in agroecosystems. MethodsX, 4(October 2016), 199–208.
- Sanderson, R. T. (2019). Nitrogen. Kasutatud 10. mai 2019, Encyclopedia Britannica website: <https://www.britannica.com/science/nitrogen>
- Sangeetha, M., Jayakumar, R., & Bharathi, C. (2009). Nitrous oxide emission from soils. Agric. Rev, 30(2), 94–107.
- Sen, D. (2018). Why is UV light harmful? Kasutatud 31. mai 2019, <https://sciencing.com/about-6453516-uv-light-harmful-.html>
- Shao-fu, W., Liang-huan, W., Qi-wei, S., Zhong-qiang, W., Xian-you, C., & Yong-shan, L. (2007). Effects of a new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) on nitrate and potassium leaching in two soils. Journal of Environmental Science, 19, 841–847.

- Sierts, H.-P., Geisler, G., & Diepenbrock, W. (1987). Stability of Yield Components from Winter Oil-Seed Rape (*Brassica napus* L.). *Journal of Agronomy and Crop Science*, 158(2), 107–113.
- Smith, K., Bouwman, L., & Braatz, B. (2001). Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories. N<sub>2</sub>O: Direct emissions from agricultural soils.
- Soosaar, K., Mander, U., Maddison, M., Kanal, A., Kull, A., Lohmus, K., ... Augustin, J. (2011). Dynamics of gaseous nitrogen and carbon fluxes in riparian alder forests. *Ecological Engineering*, 37(1), 40–53.
- Stein, L. Y., & Klotz, M. G. (2016). The nitrogen cycle. *Current Biology*, 26(3), 83–101.
- Takaya, N., Catalan-sakairi, M. A. B., Sakaguchi, Y., Kato, I., Zhou, Z., & Shoun, H. (2003). Aerobic denitrifying bacteria that produce low levels of nitrous oxide. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(6), 3152–3157.
- Talpsep, I., Kasak, K., Piirimäe, K., & Tamm, I. (2011). Tehismärgalad: põllumaa puhastab vett. Eestimaa Looduse Fond.
- Tanaka, H., Katsuta, A., Toyouta, K., & Sawada, K. (2014). Research approaches to sustainable biomass systems.
- Tartlan, L., & Nugis, E. (2009). Eelviljade mõjust kartuli kasvutingimustele. Eesti Maaviljeluse Instituut.
- Tunctürk, M., & Vahdettin, C. (2007). Relationships between yield and some yield components in rapeseed (*Brassica napus* ssp. *oleifera* L.) cultivars by using correlation and path analysis. *Pakistan Journal of Botany*, 39(1), 81–84.
- United Nations. (2017). World Population Prospects: the 2017 revision. Key findings & advance tables. Working paper No. ESA/P/WP/248.
- Valkama, E., Salo, T., Esala, M., & Turtola, E. (2012). Nitrogen balances and yields of spring cereals as affected by nitrogen fertilization in northern conditions. *Plant Production/Soil and Plant Nutrition*.
- Van de Leemput, I. A., Veraart, A. J., Dakos, V., De Klein, J. J. M., Strous, M., & Scheffer, M. (2011). Predicting microbial nitrogen pathways from basic principles. *Environmental Microbiology*, 13(6), 1477–1487.
- van Kessel, M. A. H. J., Speth, D. R., Albertsen, M., Nielsen, P. H., Op Den Camp, H. J. M., Kartal, B., ... Lückner, S. (2015). Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*, 528(7583), 555–559.
- Veeseadus. Vastu võetud 11.05.1994, RT I 1994, 40, 655. Viimane redaktsioon RT I, 04.05.2019, 50.
- Viiralt, R., Raave, H., Kauer, K., Are, S., & Parol, A. (2009). Vedelsõnniku kasutamine rohumaa väetamisel (S. Tamm & R. Schmidt, Toim). Tartu: EMÜ Põllumajandus- ja keskkonnainstituut.

Viljelusvõistlus. (2015). Viljelusvõistluse rekordid. Kasutatud 31. mai 2019, <http://viljelusvoistlus.ee/rekordid/>

Webb, J., Sorensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., ... Reid, J. (2011). Study on variation of manure N efficiency throughout Europe. 114.

Xu, G., Fan, X., & Miller, A. J. (2012). Plant nitrogen assimilation and use efficiency. *Annual Review of Plant Biology*, 63, 153–182.

Yang, J., Li, X., Xu, L., Hu, F., Li, H., & Liu, M. (2013). Influence of the nitrification inhibitor DMPP on the community composition of ammonia-oxidizing bacteria at microsites with increasing distance from the fertilizer zone. *Biology and Fertility of Soils*, 49(1), 23–30.

Yang, M., Fang, Y., Sun, D., & Shi, Y. (2016). Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: A meta-analysis. *Scientific Reports*, 6(February).

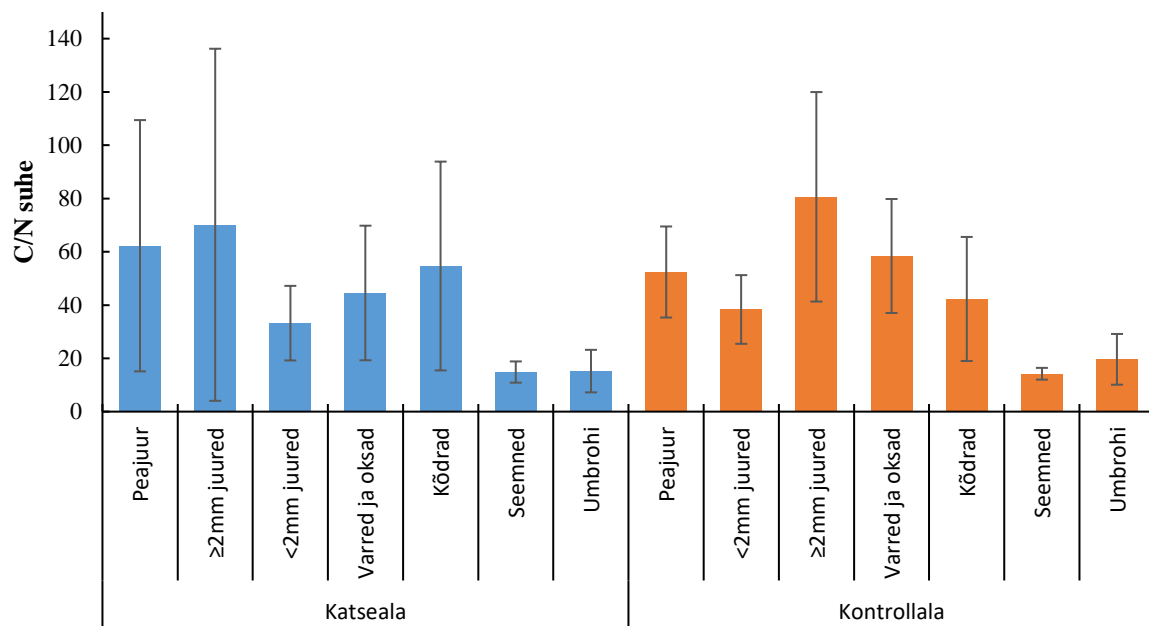
Zerulla, W., Barth, T., Dressel, J., Erhardt, K., Horchler von Locquenghien, K., Pasda, G., ... Wissemeier, A. (2001). 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) - a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. *Biology and Fertility of Soils*, 34(2), 79–84.

## Lisa 1

**Tabel 1.** Lühiselgitused talirapsi biomassi arvutuskäikudes kasutatud lühendite kohta

Tähis	Kirjeldus
Ak	Alamproovi kuivkaal, g
Am	Alamproovi märg, g
Tk	Taime kuivkaal, g
Tm	Taime märgkaal, g
KA	Kuivaine suhe
Kõ	Alamproovi kõtrade kaal, g
KõM	Kõtrade kaal, mis kukkusid lauale alamproovi ettevalmistamisel, g
Kõl	Taime kõtrade kaal, g
Kõ_m <sup>2</sup>	Taimede kõtrade kaal ühel ruutmeetril, g m <sup>-2</sup>
VOl	Taime varte ja oksade kaal, g
VO_m <sup>2</sup>	Taimede varte ja oksade kaal ühel ruutmeetril, g m <sup>-2</sup>
Se1	Taime seemnete kaal, g
Se_m <sup>2</sup>	Taimede seemnete kaal ühel ruutmeetril, g m <sup>-2</sup>
SeKõ	Seemnete ja kõtrade suhe
Tk_m <sup>2</sup>	Taimede kuivkaal ühel ruutmeetril, g m <sup>-2</sup>
LKõ	Ruutmeetrile langenud kõdrad, g m <sup>-2</sup>

## Lisa 2



**Joonis 1.** Keskmise C/N suhe ning standardviga talirapsi ja umbrohu biomassis saagi koristamise ajal.

## Lisa 3

### Fotod välitöödelt



**Foto 1.** Staatiline pimekamber ja rõngas, millele kamber gaasiproovide mõõtmiseks asetatakse.



**Foto 2.** Staatiliste pimekambrite asetus kontrollalal Kehtnas.





**Foto 3.** Rapsitaimede paiknemine ühe ruutmeetrisel prooviruudul.



**Foto 4.** Koristatud prooviruudud talirapsi põllul.

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Hanna Vahter,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose “Nitrifikatsiooni inhibiitori DMPP mõju talirapsi (*Brassica Napus L.*) saagikusele ning põllu lämmastikubilansile“, mille juhendajad on Kaido Soosaar, Jordi Escuer Gatius ja Kuno Kasak reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons litsentsiga CC BY NC ND 3.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.
3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Hanna Vahter

03.06.2019